

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**DETERMINACIÓN DE INDICADORES DEL RIESGO POTENCIAL DE
DESARROLLO DE CÁNCER POR INGESTIÓN, INHALACIÓN Y ABSORCIÓN
DÉRMICA DE SUBPRODUCTOS DE LA CLORACIÓN EN EL AGUA
SUPERFICIAL DE NICARAGUA.**

TRABAJO DE DIPLOMA PRESENTADO POR:

Br. Jamie Patricia Canales Weil
Br. Juan Manuel Martínez Rugama

PARA OPTAR AL TÍTULO DE:

Ingeniero Químico

TUTOR:

PhD. Indiana García Granados

Managua, Nicaragua 2017

AGRADECIMIENTOS

A mis padres y mi pareja, por el amor, comprensión y el empuje brindado a lo largo de éste camino. Por creer en mí.

A nuestra tutora, Ph.D. Indiana García Granados, por el apoyo y paciencia durante dos años de formación profesional.

A mi amigo y compañero de tesis, Juan Manuel, por cinco años de amistad sincera y comprometerse en la misma medida.

Al Ing. Arnoldo Hidalgo, responsable de Laboratorio de Ingeniería Ambiental – FIQ, por su asesoramiento en los diversos obstáculos experimentales en la elaboración de ésta tesis.

A mí, por tanta perseverancia.

Jamie Canales Weil.

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a DIOS por darme la oportunidad de llegar a la meta establecida, a mi familia por brindarme su apoyo incondicional, sobre todo a mi hermana mayor, Eugenia, quien me ha cuidado y me ha dado su apoyo y comprensión.

A mi padre por todo su apoyo brindado para que pudiera terminar esta etapa, y a mis compañeros, quienes me brindaron su amistad desde un principio, quienes estuvieron conmigo a lo largo de este duro camino.

A la Ph. D Indiana García por habernos brindado el apoyo para la realización de este trabajo, por compartir con nosotros su valioso tiempo y su dedicación.

Al laboratorio de Ing. Ambiental de la Universidad Nacional de Ingeniería por habernos permitido realizar las pruebas necesarias para la realización de éste estudio, así mismo al encargado de dicho laboratorio, Arnoldo Hidalgo, que estuvo siempre dispuesto a brindarnos su ayuda.

Juan Manuel Martínez Rugama

DEDICATORIA

Al Lic Donald Weil Hooker (q.e.p.d.) por mostrarme el significado del arduo trabajo y el Ph.D. Marvin Weil Alvarenga (q.e.p.d.) por sembrar en mí la pasión por la química.

A mi abuelita, Miriam Alvarenga de Weil, y mi mamita, M^a Mercedes Canales, por ser la base de mi familia, fuente de amor y sabiduría.

Jamie Canales Weil

DEDICATORIA

Al llegar al final de uno de los ciclos más importantes de mi vida, quiero dedicar este estudio primeramente a DIOS por darme la sabiduría y fortaleza para llegar a esta etapa. También a dos personas muy especiales en mi vida: mi madre por brindarme su apoyo y su cariño, por darme el regalo de la vida y su ejemplo de luchar siempre y no rendirme nunca; Y mi abuela, mamanita, quien estuvo siempre al tanto de mi vida y mis estudios, quien me formó con los principios y valores para enfrentar la vida.

Juan Manuel Martínez Rugama

RESUMEN

El propósito del tratamiento de agua es el de proporcionar agua potable química y bacteriológicamente segura para el consumo humano y con una calidad adecuada para los usuarios, siendo coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección el método convencional más apropiado en términos de costo-efectividad. Sin embargo, los subproductos de la desinfección (DBP) de agua potable se han asociado con un mayor riesgo de defectos congénitos, incluyendo defectos cardíacos.

El presente trabajo tiene como objetivo el análisis de la formación de subproductos de la desinfección como trihalometanos y ácidos haloacéticos para determinar el posible riesgo de desarrollo de cáncer por inhalación, absorción dérmica e ingestión. Para ello se realizaron dos muestreos de agua proveniente del lago Cocibolca. Las muestras se sometieron a análisis fisicoquímicos para caracterizar la calidad del agua de acuerdo a las normas establecidas por el Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centro América, Panamá y República Dominicana (CAPRE).

Se realizaron experimentos con variaciones de las condiciones de operación: pH, temperatura, dosis de cloro y tiempo de reacción para concentraciones de trihalometanos e implementación de los modelos que permitan calcular la formación de ácidos haloacéticos.

Los resultados obtenidos, mediante las ecuaciones matemáticas para el cálculo de HAA₅, corresponden a concentraciones muy altas que superan el límite máximo establecido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). Así mismo, los indicadores del posible riesgo de desarrollo de cáncer obtenidos en el estudio sobrepasan el valor guía establecido por la OMS.

Palabras Claves:

Desinfección, Subproductos de la Desinfección, Trihalometanos, Ácidos Haloacéticos.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
DEDICATORIA.....	iii
DEDICATORIA.....	iv
RESUMEN.....	v
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS.....	3
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
III. MARCO DE REFERENCIA.....	4
3.1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA.....	4
3.1.1. Características físicas.....	4
3.1.2 Características químicas.....	7
3.1.3. Características microbiológicas.....	8
3.2. MATERIA ORGÁNICA NATURAL (NOM).....	9
3.2.2. Factores que Afectan la Composición de la NOM.....	11
3.2.3. Cuantificación de NOM.....	11
3.2.4. NOM en Plantas de Tratamiento de Agua.....	13
3.3. TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	14
3.3.1. Mezcla Rápida.....	14
3.3.2. Coagulación.....	15
3.3.3. Floculación.....	19
3.3.4. Sedimentación.....	20
3.3.5. Filtración.....	21
3.3.6. Desinfección.....	22
3.4. SUBPRODUCTOS DERIVADOS DE LA CLORACIÓN DEL AGUA.....	24
3.4.1. Trihalometanos (THM).....	25
3.4.2. Ácidos Haloacéticos (HAA).....	27
3.5. EFECTOS SOBRE LA SALUD DE LOS SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN.....	27
3.5.1. Métodos para la Reducción de Formación de Subproductos.....	29
3.6. MODELOS MATEMÁTICOS PREDICTIVOS.....	29
3.6.1. Ecuaciones Matemáticas para el Cálculo de THM.....	29
3.6.2. Ecuaciones Matemáticas para el Cálculo de HAA.....	31
3.6.3. Evaluación del Riesgo Total de Desarrollo de Cáncer.....	32
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	34
4.1. MÉTODO DE INVESTIGACIÓN.....	34

4.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN	34
4.3. TÉCNICA DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN.....	34
4.3.1. Base de Datos.....	35
4.3.2. Caracterización y Muestreo	35
4.3.3. Influencia de Variaciones en las Condiciones de Operación	37
4.4. MODELOS MATEMÁTICOS PREDICTIVOS.....	37
4.4.1. Cálculo de Concentración Total de THM.....	38
4.4.2. Cálculo de Concentración Total de HAA5	38
4.4.3. Predicción del Riesgo Potencial de Desarrollo de Cáncer.....	39
V. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	42
5.1. BASE DE DATOS.....	42
5.2. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA CRUDA.....	42
5.3. INFLUENCIA DE LA VARIACIÓN DE CONDICIONES DE OPERACIÓN EN LA FORMACIÓN DE THM	44
5.3.1. Efectos de la Variación del pH.....	46
5.3.2. Efectos de la Variación de Temperatura.....	48
5.3.3. Efectos de la Variación de Dosis de Cloro	49
5.3.4. Efecto de la Variación del Tiempo de Contacto	51
5.3.5. Interacción entre los parámetros	52
5.4. CÁLCULO DE TRIHALOMETANOS TOTALES	53
5.5. EVALUACIÓN DEL RIESGO TOTAL DE DESARROLLO DE CÁNCER	55
VI. CONCLUSIONES.....	57
VII. RECOMENDACIONES.....	58
VIII. ABREVIATURAS Y SIGLAS	59
IX. BIBLIOGRAFÍA.....	60
ANEXO A: MÉTODOS DE ANÁLISIS	67
A.1. TURBIEDAD	67
A.2. TEMPERATURA	67
A.3. pH	68
A.4. CONDUCTIVIDAD.....	68
A.5. COLOR.....	69
A.6. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO.....	70
A.6.1. Digestión	70
A.6.2. Determinación colorimétrica.....	71
A.7. ABSORCIÓN ULTRAVIOLETA.....	73
A.8. ABSORCIÓN ESPECÍFICA ULTRAVIOLETA (SUVA)	74
A.9. TRIHALOMETANOS (THM).....	74
ANEXO B: TABLA RESUMEN DE CONCENTRACIONES DE HAA ₅	76
ANEXO C: NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO.	78

ANEXO D: NORMAS TECNICAS PARA EL DISEÑO DE ABASTECIMIENTO Y POTABILIZACIÓN DEL AGUA (NTON 09 003-99).....	80
ANEXO E: INTERACCIÓN ENTRE LOS PARÁMETROS PARA FORMACIÓN DE THM.	81
ANEXO F: CÁLCULO DE TTHM'S	84

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1: Modelo Molecular Propuesto de Ácidos Húmicos y Fúlvicos.	10
Figura 3.2: Fases de la Coagulación.....	16
Figura 5.1: Influencia del pH en la Formación de THM.....	46
Figura 5.2: Influencia del pH en la Formación de HAA ₅	47
Figura 5.3: Influencia de la Temperatura en la Formación de THM.....	48
Figura 5.4: Influencia de la Temperatura en la Formación de HAA ₅	49
Figura 5.5: Influencia de Dosis de Cloro en la Formación de THM.	50
Figura 5.6: Influencia de Dosis de Cloro en la Formación de HAA ₅	51
Figura 5.7: Influencia del Tiempo de Reacción en la Formación de THM.....	51
Figura 5.8: Influencia del Tiempo de Reacción en la Formación de HAA ₅	52
Figura E.1: Interacción Tiempo de Reacción y pH.....	81
Figura E.2: Interacción Tiempo de Reacción y Dosis de Cl.	81
Figura E.3: Interacción Tiempo de Reacción y Temperatura.	82
Figura E.4: Interacción Dosis de Cloro y pH.	82
Figura E.5: Interacción Dosis de Cloro y Temperatura.	83
Figura E.6: Interacción Temperatura y pH.....	83

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.1: Rangos de Dureza del Agua.....	8
Tabla 3.2: Subproductos de la Desinfección.....	25
Tabla 3.3: Información Toxicológica de los DBP.....	28
Tabla 3.4: Coeficiente Predictivos de THM.....	30
Tabla 4.1: Parámetros a ser Medidos y Métodos Correspondientes.	36
Tabla 4.2: Parámetros a ser Evaluados	37
Tabla 4.3: Variables para cálculo de Riesgo por Ingestión.	39
Tabla 4.4: Variables para cálculo de Riesgo por Inhalación.	40
Tabla 4.5: Variables para cálculo de Riesgo por Absorción Dérmica.	41
Tabla 5.1: Valores Promedios de Parámetros en Agua Superficial (2003 - 2008).	42
Tabla 5.2: Resultados Promedios de Calidad de Agua.	43
Tabla 5.3: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 24 hrs, µg/L.	44
Tabla 5.4: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 12 hrs, µg/L.	44
Tabla 5.5: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 6 hrs, µg/L.	45
Tabla 5.6: Valor-p para la interacción entre los factores.	53
Tabla 5.7: TTHM a 6 hrs de incubación, µg/L.....	53
Tabla 5.8: TTHM a 12 hrs de incubación, µg/L.....	54
Tabla 5.9: TTHM a 24 hrs de incubación, µg/L.....	54
Tabla 5.10: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Ingestión.....	55
Tabla 5.11: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Inhalación.....	55
Tabla 5.12: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Absorción Dérmica.....	55
Tabla 5.13: Resultados obtenidos del cálculo de riesgo.....	56
Tabla A.1: Tubo Reactivo Según Concentración de Muestra.....	71
Tabla B.1: Formación de HAA ₅ a 6 hrs de incubación, µg/L.....	76
Tabla B.2: Formación de HAA ₅ a 12 hrs de incubación, µg/L.....	76
Tabla B.3: Formación de HAA ₅ a 24 hrs de incubación, µg/L.....	77
Tabla C.3: Parámetros Organolépticos.....	78
Tabla C.2: Parámetros Fisicoquímicos.....	78
Tabla C.3: Parámetros para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección.....	79
Tabla D.1: NTON 09 003-99.....	80
Tabla F.1: Concentraciones de Bromodicloroetano a 6hrs, µg/L.....	84
Tabla F.2: Concentraciones de Dibromocloroetano a 6hrs, µg/L.....	84
Tabla F.3: Concentraciones de Bromoformo a 6hrs, µg/L.....	85
Tabla F.4: Concentraciones de Bromodicloroetano a 12hrs, µg/L.....	85
Tabla F.5: Concentraciones de Dibromocloroetano a 12hrs, µg/L.....	85
Tabla F.6: Concentraciones de Bromoformo a 12hrs, µg/L.....	86
Tabla F.7: Concentraciones de Bromodicloroetano a 24hrs, µg/L.....	86
Tabla F.8: Concentraciones de Dibromocloroetano a 24hrs, µg/L.....	86
Tabla F.9: Concentraciones de Bromoformo a 24hrs, µg/L.....	87

I. INTRODUCCIÓN

Las fuentes de agua superficial son eje de desarrollo de los seres humanos que permiten el abastecimiento para las diferentes actividades socioeconómicas llevadas a cabo en los asentamientos poblacionales; no obstante, de forma paradójica muchas de estas actividades causan alteración y deterioro de las mismas. En general, las aguas superficiales están sometidas a contaminación natural (arrastre de material particulado y disuelto y presencia de materia orgánica natural, NOM) y de origen antrópico (descargas de aguas residuales domésticas, escorrentía agrícola, efluentes de procesos industriales, entre otros) (Cruz, Torres & Patiño, 2009).

Desde que se desarrolló la vida en nuestro planeta, la materia orgánica refractaria se puede encontrar casi por todas partes de la biosfera (Broecker, 1985). Ésta materia a menudo también se llama materia orgánica biogénica (BOM) que refleja su estado como producto de la degradación.

El agua puede desinfectarse a través de medios físicos o químicos. Por medios físicos se realiza a través de procesos como la ebullición o irradiación para obtener agua apta para beber. La filtración también puede considerarse un método de desinfección. Muchos productos químicos, en particular el cloro y el yodo, se usan como desinfectantes (Reid, 1998).

Debido a las limitaciones económicas, el incremento de la población demandante y el deterioro de la calidad de las fuentes de agua, la mayoría de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) no logran un alto porcentaje de remoción de la materia orgánica (NOM), lo que provoca que durante el proceso de desinfección la NOM, formada por sustancias húmicas y no húmicas presentes en el agua, reaccione con el cloro, halogenando los anillos aromáticos de los compuestos orgánicos presentes en el agua y formando DBP.

Los subproductos de desinfección (DBP) son un grupo de compuestos orgánicos e inorgánicos que se forman al reaccionar con compuestos clorados durante la desinfección del agua. Estos productos son originados debido a la reacción entre los desinfectantes con la materia orgánica natural (NOM) u otras sustancias inorgánicas presentes en el agua y pueden entrar al cuerpo humano a través de la ingestión, inhalación o por absorción dérmica. Distintos autores han estudiado y encontrado que los (DBP) tienen relación con diferentes enfermedades, entre ellas el cáncer.

Los trihalometanos (THM) son un grupo volátil de productos químicos orgánicos que se forman en el agua cuando el cloro reacciona con materia orgánica natural. Los THM totales no son una sola sustancia química sino una clase de compuestos que incluye el

cloroformo, dichlorobromometano, bromoformo y dibromoclorometano. Los THM son utilizados como un marcador de carga de subproductos de la desinfección total (Cedergren, Selbing, Löfman & Källen, 2002).

Los ácidos halogenados son el segundo subproducto más frecuente que se forma en el agua potable, en aproximadamente la mitad de la concentración de los THM.

La preocupación emergente sobre los riesgos para la salud asociados a los THM y HAA₅ ha promovido que muchos países industrializados establezcan valores máximos para estos contaminantes en el agua de consumo humano.

Existen datos que indican que HAA como el ácido dicloroacético y el ácido tricloroacético, pueden ser carcinogénicos en animales de laboratorio. La exposición a otros HAA también ha sido asociada con efectos en la reproducción y desarrollo de animales.

En Nicaragua, el Instituto Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (INAA), es la entidad pública que debe implementar la política de aguas para el consumo humano, alcantarillado sanitario, el uso eficiente y racional de las fuentes de agua subterráneas y superficiales.

Al agua que es extraída de fuentes superficiales y subterráneas en todo el país se le adiciona cloro ya sea en forma gaseosa o como hipoclorito de sodio o de calcio para su desinfección y posterior consumo. Además, el proceso de potabilización puede incluir fases de coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

La mayor parte de la población se abastece de fuentes superficiales, sin embargo el mayor impacto sobre la salud pública se da a través de los sistemas de abastecimiento de agua; la alteración de las características organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas de la fuente de abastecimiento incide directamente sobre el nivel de riesgo sanitario presente en el agua (Rojas, 2002) el cual se define como el riesgo de transportar agentes contaminantes que puedan causar enfermedades de origen hídrico al hombre y los animales o alterar el desempeño de las labores dentro del hogar o la industria (Sabogal, 2000).

Con el presente trabajo se pretende ampliar los conocimientos acerca de la formación de los DBP medidos como THM y HAA₅, para esto será necesario caracterizar el agua superficial tomando en cuenta el contenido de materia orgánica. Se emplearán modelos empíricos que predigan la formación de HAA₅ así como la predicción del riesgo total de desarrollo de cáncer.

II. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Predecir mediante modelos matemáticos, el riesgo potencial de desarrollo de cáncer por ingestión, inhalación y absorción dérmica de subproductos de la cloración del agua superficial proveniente del Lago de Nicaragua.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Obtener datos de calidad de agua en plantas que utilizan el tratamiento convencional e inciden en la posible formación de subproductos de la desinfección.
- Determinar, a diferentes condiciones de operación como: tiempo de reacción, temperatura, pH y dosis de cloro, las concentraciones de trihalometanos y ácidos haloacéticos.
- Identificar el riesgo potencial de cáncer por ingestión, inhalación y absorción dérmica del agua clorada mediante la aplicación de modelos matemáticos.

III. MARCO DE REFERENCIA

En este capítulo se presentan los parámetros que se estudiaron en esta investigación y que influyen en la caracterización de la materia orgánica natural contenida en el agua. Se abordan las características físicas y químicas del agua; también se muestran los procesos que constituyen el tratamiento convencional así como la formación de los subproductos de la desinfección.

3.1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA

A continuación se presentaran las características físicas, químicas y microbiológicas del agua que son de suma importancia en la potabilización.

3.1.1. Características físicas

Turbiedad

La turbiedad es una expresión del efecto óptico causada por la dispersión e interferencia de los rayos luminosos que pasan a través del agua; en otras palabras la luz es dispersada y absorbida en lugar de ser transmitida en línea recta a través de la muestra (Hololavsky, 2013 citado por Munguía & Moncada, 2008). Esta puede ser causada por la presencia de partículas suspendidas y disueltas de gases, líquidos y sólidos tanto orgánicos como inorgánicos, con un ámbito de tamaños desde el coloidal hasta partículas macroscópicas.

World Health Organization Panamerican Health Organization, (1988) citado por Munguía y Moncada (2008) refiere que, "Un alto grado de turbiedad puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección y estimular el desarrollo de bacterias".

La determinación de este parámetro es de vital importancia en aguas para consumo humano y en una gran cantidad de industrias procesadoras de alimentos y bebidas (Hololavsky, 2013 citado por Munguía & Moncada, 2008). Los valores de turbiedad sirven para determinar el grado de tratamiento, la tasa de filtración más adecuada, la efectividad de los procesos de coagulación, sedimentación y filtración, así como para determinar la potabilidad del agua.

Temperatura

La temperatura es una medida del calor o energía térmica de las partículas en una sustancia, esta no depende del número de partículas en un objeto y por lo tanto no depende de su tamaño (Spellman, 2003).

Es una variable física que influye notablemente en la calidad del agua. Afecta a parámetros tales como la solubilidad de gases y sales, la cinética de las reacciones químicas y bioquímicas, desplazamientos de los equilibrios químicos, tensión superficial y el desarrollo de microorganismos (Barrenetxea *et al*, 2003 citado por González, 2010). Así mismo afecta los procesos de tratamiento como la mezcla rápida, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, además aumenta la posibilidad de corrosión de las tuberías.

A temperaturas bajas, la viscosidad del agua aumenta y esto conlleva a una menor velocidad de sedimentación de los sólidos debido a la resistencia que brinda la viscosidad al movimiento descendente de las partículas. En cambio, Marín y Álvarez, (2006), señalan que los aumentos de temperatura incrementan las velocidades de reacción de los microorganismos biológicos, provocando un aumento de las poblaciones de los mismos y un consecuente aumento en la tasa de absorción de los nutrientes disueltos en el agua.

Color

El color en las aguas naturales puede ser causado por la presencia de sustancias solubles y partículas en suspensión. Las sustancias orgánicas también pueden impartir coloración al agua natural (Rojas, 2002 citado por Marín & Álvarez, 2006).

Antonio (2007), afirma que los efectos del color en la vida acuática se centran principalmente en aquellos derivados de la disminución de la transparencia, es decir que, además de entorpecer la visión de los peces, provoca un efecto de barrera a la luz solar, traducido en la reducción de los procesos fotosintéticos en el fitoplancton así como una restricción de la zona de crecimiento de las plantas acuáticas.

El color causado por materia suspendida se conoce como color aparente; las partículas que lo causan son cargadas negativamente; debido a esto, su remoción puede lograrse con ayuda de un coagulante de una sal de un ion metálico trivalente como el Al^{3+} o el Fe^{3+} .

El color verdadero es causado por sustancias vegetales de tipo coloidal y su remoción es muy compleja.

Las aguas naturales suelen tener un color amarillento o pardo, debido a la presencia de materia orgánica (principalmente procedente de la descomposición de vegetales) o sales solubles de Fe y Mn (aguas subterráneas y superficiales poco oxigenadas).

Olor y sabor

Según Antonio (2007), el olor se debe a sustancias como cloro, fenoles, ácido sulfhídrico, etc. La percepción del olor no constituye una medida, sino una apreciación, y ésta tiene, por lo tanto, un carácter subjetivo. El olor raramente es indicativo de la presencia de sustancias peligrosas en el agua, pero sí puede indicar la existencia de una elevada actividad biológica). El agua de consumo humano debe estar exenta de olor y sabor. La eliminación de los olores puede realizarse con procesos como la aireación, adición de carbón activado y otros tratamientos.

Conductividad

La conductividad eléctrica en el agua es la capacidad que tiene esta de permitir el paso de la corriente eléctrica a través de sí. La conductividad está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos capaces de transportar la energía eléctrica si se somete el líquido a un campo eléctrico, estos conductores iónicos se denominan electrolitos o conductores electrolíticos.

Es por esto que la conductividad depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación. Por lo tanto, cualquier cambio en la cantidad de sustancias disueltas, en la movilidad de los iones disueltos y en su valencia, implica un cambio en la conductividad. Por ello, el valor de la conductividad es muy usado en el análisis de agua para obtener un estimado rápido del contenido de sólidos disueltos (Lenntech, 2007 citado por Munguía & Moncada, 2008)

Sólidos

De forma genérica se puede denominar sólidos a todos aquellos elementos o compuestos presentes en el agua que no son agua ni gases. Atendiendo a esta definición se pueden clasificar en dos grupos: disueltos y en suspensión. En cada uno de ellos, a su vez, se pueden diferenciar los sólidos volátiles y los no volátiles (Antonio, 2007).

La medida de sólidos totales disueltos (STD) es un índice de la cantidad de sustancias disueltas en el agua, y proporciona una indicación general de la calidad química (Antonio, 2007). STD es definido analíticamente como residuo filtrable total. Está fundamentalmente compuesto por sales inorgánicas principalmente Calcio, Magnesio, Potasio, Sodio, Bicarbonatos, Cloruros y Sulfatos, así como pequeñas cantidades de materia orgánica disuelta en el agua (OMS, 2003 citado por Torrez, 2008).

De acuerdo Schaefer, 1992 citado por Aráuz & Castillo, 2008), el principal efecto en el agua que producen los STD es en el sabor, el cual con concentraciones bajas es aceptable, mientras que en concentraciones mayores es totalmente desagradable. Los STD también producen incrustaciones.

Por otra parte, el término sólidos en suspensión, es descriptivo de la materia orgánica e inorgánica particulada existente en el agua (aceites, grasas, arcillas, arenas, fangos, etc.). Antonio (2007), describe que la presencia de sólidos en suspensión participa en el desarrollo de la turbiedad y el color del agua, mientras que la de sólidos disueltos determina la salinidad del medio, y en consecuencia la conductividad del mismo. Por último, la determinación de sólidos volátiles constituye una medida aproximada de la materia orgánica.

3.1.2 Características químicas

Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH es una medición de la concentración de iones hidrógeno en una solución, y expresa la condición ácida o básica de esta. Es un parámetro fundamental dentro de los sistemas de tratamiento de agua (Rojas, 2002). Algunas etapas de los procesos de tratamiento se ven intrínsecamente relacionadas con este factor, como son la coagulación, desinfección por cloro, ablandamiento y control de la corrosión.

Alcalinidad

CEPIS, 1988 citado por Gutiérrez y Medrano (2003) sostiene que, la alcalinidad es la medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos, aunque los aniones de ácidos débiles (bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos, sulfuros, bisulfuro, silicato y fosfato) pueden contribuir a la alcalinidad; la composición de la alcalinidad es función del pH, la composición, la temperatura y la fuerza iónica.

La alcalinidad es importante en el tratamiento porque reacciona con coagulantes hidrolizables como sales de hierro y aluminio para dar origen al proceso de floculación (CEPIS, 1988 citado por Marín y Álvarez, 2006). Por lo general, la alcalinidad natural presente en el agua cruda es suficiente para producir este proceso, pero si ésta es baja, debe recurrirse a la adición de un alcalinizante primario para incrementarla.

No se debe confundir los términos alcalinidad y pH. El pH es una medida de la intensidad de los protones y la alcalinidad es una indicación o medida de la capacidad de aceptar protones H^+ para alcanzar un estado determinado.

Dureza

La dureza mide la presencia de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} , y en menor cantidad Fe^{2+} y Mn^{2+} y otros alcalinotérreos. En aguas naturales los bicarbonatos son la principal forma de alcalinidad por lo tanto la parte de la dureza total químicamente equivalente a los bicarbonatos presentes en el agua es considerada como la dureza carbonatada. Se considera como no carbonatada toda dureza que no esté químicamente relacionada con los bicarbonatos (Rodríguez, 2007 citado por González, 2010). La dureza no carbonatada incluye principalmente sulfatos, cloruros, nitratos de calcio y magnesio.

Tabla 3.1: Rangos de Dureza del Agua

Clasificación del Agua	Rango de Dureza (mg/L)
Agua blanda	0-75
Moderadamente dura	de 75 – 150
Agua dura	de 150 – 300
Agua muy dura	>300

Fuente: Romero, 1999 citado por Aráuz & Castillo, 2008.

3.1.3. Características microbiológicas

Además de las sustancias que el agua lleva en disolución, existen siempre organismos dotados de vida. "Los agentes patógenos transmitidos por el agua que causan las enfermedades se agrupan en tres clases generales: bacterias, virus y protozoos parasitarios, cada una con diversas especies identificadas". "Las bacterias y virus contaminan las aguas superficiales y las subterráneas, mientras que los protozoos parasitarios aparecen predominantemente en el agua superficial" (Tardiff, 1993 citado por Munguía & Moncada, 2008).

Los microorganismos presentes en el agua no siempre causan problemas, sin embargo existen muchos de ellos que afectan la potabilidad del agua. Entre los principales factores que hacen el agua inadecuada, se cuentan los microorganismos parásitos, las sustancias tóxicas derivadas de la actividad biológica de bacterias y algas que pueden producir sabor desagradable, color, turbiedad, elementos corrosivos, incrustaciones, etc.

La contaminación por microorganismos puede ocurrir por efecto directo o indirecto. Por efecto directo, se tiene por adición de microorganismos patógenos (principalmente del tracto digestivo); por efecto indirecto, se tiene por la alteración del ecosistema (materia orgánica, O_2 , N, P), que permite el crecimiento favorable de microorganismos patógenos que en condiciones favorables no existirían (Obregón, 2006).

Todos los organismos deben encontrar en su medio ambiente las unidades estructurales y las fuentes de energía necesarias para formar y mantener su estructura y organización.

Dichos materiales son llamados nutrientes. Casi todos los organismos vivos requieren de carbono, nitrógeno y otros minerales en concentraciones de trazas para poder sobrevivir.

"Para el análisis bacteriológico del agua no se investigan todos los microorganismos patógenos sino que se utiliza bacterias indicadoras de la contaminación del agua" (Apella & Araujo, 2005 citado por Obregón, 2006). Entre las bacterias del agua que se utilizan para determinar la presencia de contaminación fecal, se encuentran los organismos coliformes, estos microorganismos son patógenos y funcionan en el proceso digestivo en los animales de sangre caliente (Obregón, 2006; Torrez, 2008).

Según Núñez y Altamirano (2004), los microorganismos patógenos que se encuentran presentes en el agua son:

- Bacterianos (*Salmonellas, Shigellas, E coli, Campylobacter*).
- Virus (Hepatitis A, Polio, Gastrointestinales)
- Protozoos (*Entamoeba, Giardia*)

3.2. MATERIA ORGÁNICA NATURAL (NOM)

La materia orgánica natural es una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos de origen natural encontrados abundantemente en aguas naturales y proviene de plantas vivas y muertas, animales y microorganismos y de los productos de degradación de estas fuentes (Chow *et al.*, 1999).

Además, la fracción biodegradable de NOM puede promover el crecimiento microbiano en redes de distribución de agua. La eficacia del tratamiento del agua potable se ve afectada por la cantidad de NOM y su composición. Por lo tanto, una mejor comprensión de las propiedades físicas y químicas de los distintos componentes de NOM contribuiría grandemente a la optimización del diseño y operación de procesos de tratamiento de agua potable.

En general, la NOM influye significativamente en los procesos de tratamiento de agua tales como coagulación, oxidación, adsorción y filtración por membrana. Además de problemas estéticos como el color, sabor y olor, también contribuye a la contaminación de las membranas, sirve como precursor para la formación de subproductos de la desinfección (DBP) durante los procesos de desinfección/oxidación y aumenta la tasa de agotamiento y el uso de carbón activado.

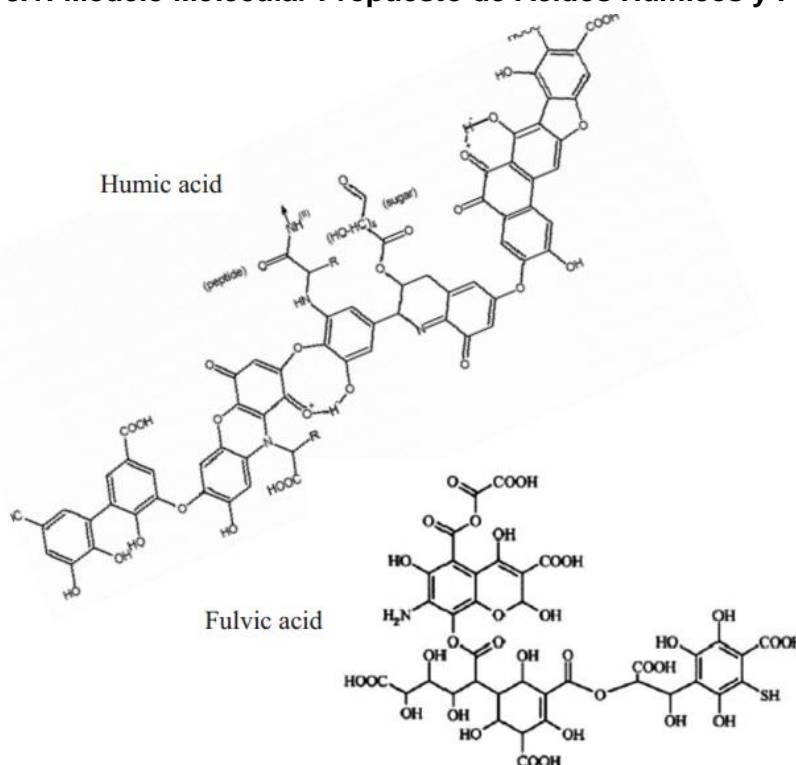
El grado en que la NOM afecta los procesos de tratamiento de agua depende de su cantidad y características físico-químicas. La materia orgánica es rica en estructuras aromáticas tales como grupos funcionales carboxílicos y fenólicos, que son altamente

reactivos con el cloro, formando los subproductos de la desinfección. (Reckhow *et al.*, 1990).

3.2.1. Tipos y Fuentes de NOM

La composición estructural de la materia orgánica es muy variable y depende principalmente del origen del material precursor y el grado de modificación experimentado (Lankes *et al.*, 2008). Por ejemplo, la materia que se deriva de las algas acuáticas tiene un contenido relativamente alto de nitrógeno, poco carbono aromático y contenidos fenólicos, mientras que la NOM derivada del suelo tiene un contenido relativamente bajo de nitrógeno pero grandes cantidades de carbono aromático y compuestos fenólicos (Fabris *et al.*, 2008).

Figura 3.1: Modelo Molecular Propuesto de Ácidos Húmicos y Fúlvicos.



Fuente: Stevenson, 1982; Álvarez-Puebla *et al.*, 2006.

La NOM que se encuentra presente en las aguas de las fuentes utilizadas para consumo ha sido clasificada como húmicos (no polar) y no húmico (polar) (Owen *et al.*, 1993; Krasner *et al.*, 1996). Las sustancias húmicas acuosas operacionalmente definidas (HS) se pueden dividir en dos fracciones principales: ácidos húmicos (AH), que son insolubles a pH menor que 7, y ácidos fúlvicos (AF), que son solubles en medios ácidos. La fracción acuosa representa aproximadamente el 50% del DOC presente en las aguas naturales. La fracción no húmica de NOM consta de ácidos hidrofílicos, proteínas, aminoácidos, aminoazúcares y carbohidratos. (Leenheer & Croue, 2003).

En general, la materia orgánica se puede dividir en tres tipos basados en la fuente (Sharma *et al.*, 2011):

- NOM alóctona: originada de la descomposición de biomasa terrestre o a través de lixiviación en la cuenca, principalmente de escurrimiento o restos vegetales del suelo. La producción y las características de este tipo de NOM, se relacionan con patrones vegetativos y características hidrológicas y geológicas de la cuenca.
- NOM autóctona: originada de fuentes *in situ*, principalmente la materia orgánica de las algas (ADM), fitoplancton y macrófitas; los componentes pueden ser extracelular o materia orgánica intracelular de macromoléculas y fragmentos celulares. La fotodegradación de la NOM es considerada como una productora importante de materia orgánica autóctona en las aguas superficiales.
- Materia orgánica efluente (EfOM) – consiste en la NOM del agua potable que no es removida durante el tratamiento de aguas y productos microbianos solubles (SMP) formados durante el tratamiento biológico. Las características de EfOM dependen por lo tanto del tipo de fuente de agua potable, así como el tipo de tratamiento aplicado.

3.2.2. Factores que Afectan la Composición de la NOM

La composición de NOM depende altamente de las condiciones de formación, en particular la cuenca de captación (Sharp *et al.*, 2006). Vías hidrológicas, temperatura, luz solar y predominio biológico determinan su composición relativa en las aguas superficiales. Usualmente las captaciones en zonas altas y densa vegetación tienen una mayor incidencia de material húmico y fúlvico.

La concentración, composición y química de la NOM son muy variables y dependen de las fuentes de materia orgánica, las propiedades fisicoquímicas del agua como la temperatura fuerza iónica y pH; la química superficial de los sedimentos absorbentes que actúan como control de solubilidad; y la presencia de procesos de degradación fotolítica y microbiológicos (Leenheer & Croue, 2003).

3.2.3. Cuantificación de NOM

Como puede contener miles de componentes químicos diferentes, no es práctico caracterizar NOM sobre la base de compuestos individuales. Es más factible en la práctica caracterizar según grupos químicos con propiedades similares. Estos grupos normalmente están aislados por métodos que implican concentración y fraccionamiento de carga NOM. Sin embargo, estos métodos son a menudo laboriosos, consume tiempo y

pueden involucrar extenso pretratamiento de las muestras que podría modificar el carácter NOM.

Carbón Orgánico Total (TOC) y Carbón Orgánico Disuelto (DOC)

Debido al carácter heterogéneo de la materia orgánica natural y la fracción insignificante de TOC que representan las trazas de contaminantes orgánicos, la concentración de NOM se mide típicamente como la concentración orgánica total (TOC) en una muestra de agua (Leenheer & Croue, 2003). Asimismo, la fracción disuelta de NOM (materia orgánica disuelta (DOM)) se mide como carbono orgánico disuelto (DOC), que representa la fracción químicamente reactiva. La materia orgánica disuelta es una mezcla compleja de estructuras de hidrocarburos aromáticos y alifáticos que se han unido al grupo amida, carboxilo, hidroxilo, cetona y varios subgrupos funcionales.

Absorbancia Ultravioleta a 254 nm (UV₂₅₄) y Absorbancia Ultravioleta Específica (SUVA)

La NOM absorbe la luz sobre una amplia gama de longitudes de onda de luz ultravioleta a visible (Vis). La absorción de la luz UV a 254 nm (UVA) es ampliamente utilizada en plantas de tratamiento de agua para controlar la concentración de DOC. Cuando la luz pasa a través de un cuerpo de agua (que contiene componentes distintos a los de las sustancias húmicas), la luz será absorbida por los compuestos orgánicos en el agua y causa una reducción en la fuerza de la luz. Esta reducción (absorbancia) depende de las concentraciones de los compuestos específicos y puede ser utilizado para medir la concentración de los compuestos en la solución (Wang & Hsieh, 2001).

Los grupos funcionales responsables de la absorbancia de la luz por parte de la NOM se denominan cromóforos. Estos cromóforos absorbentes de UV están asociados principalmente con la fracción húmica de la NOM (Korshin *et al.*, 1997). La reactividad del DOC y sustancias húmicas acuosas con oxidantes como el cloro (Reckhow *et al.*, 1990) y ozono (Westerhoff *et al.*, 1999), depende fuertemente de la aromaticidad de la materia orgánica.

Absorbancia ultravioleta específica (SUVA) es la proporción de UV/DOC y está correlacionada con el contenido aromático de la materia orgánica (Fabris *et al.*, 2008). Proporciona un método más simple para la estimación de la aromaticidad de DOC en una muestra de agua. Es una absorbancia "promedio" de todas las moléculas que componen al DOC en una muestra de agua y se ha utilizado como una medida sustituta para la aromaticidad (Traina *et al.*, 1990).

Aguas con alta concentración de materia orgánica hidrofóbica tales como las sustancias húmicas tienen un alto valor de SUVA y este puede utilizarse para estimar la característica química del DOC en un entorno dado (Leenheer & Croue, 2003).

Como la $SUVA_{254}$ es un buen indicador de la fracción húmica en DOC y la coagulación es eficaz en la eliminación de las sustancias húmicas, el valor de SUVA de cada efluente de agua es un indicador de la eficacia en la eliminación de DOC, ya que éste puede eliminarse por coagulación durante el tratamiento de agua.

3.2.4. NOM en Plantas de Tratamiento de Agua

La presencia de materia orgánica en el agua afecta significativamente los procesos de tratamiento de agua potable, así como la calidad del agua en el sistema de distribución, llevando a problemas operativos y aumento de los costos de tratamiento. Algunas de las maneras en que afecta la calidad del agua potable y el funcionamiento del proceso de tratamiento de agua se listan a continuación:

- Afecta la calidad estética del agua potable por generar color, sabor y olor al agua.
- Aumenta la demanda o la dosis de coagulantes, oxidantes y desinfectantes para tratamiento del agua.
- Puede reaccionar con cloro u otros desinfectantes/oxidantes para producir subproductos de la desinfección potencialmente dañinos (DBP), muchos de los cuales pueden ser cancerígenos o mutagénicos.
- Es responsable de la contaminación de membranas, reduciendo el flujo, lo que resulta en mayor frecuencia de retrolavado y limpieza de para restaurar el flujo a través de la membrana (Jermann *et al.*, 2007; Kimura *et al.*, 2004).
- Compite con los microcontaminantes orgánicos, que son el objetivo de la eliminación por filtros de carbón activado, por lo que adversamente, afectan capacidad y cinética de adsorción de los microcontaminantes orgánicos.
- La presencia de NOM biodegradable en el afluente del sistema de distribución puede llevar al crecimiento biológico, cuando no se mantiene un residual suficiente del desinfectante (Srinivasan & Harrington, 2007; Zhang & DiGiano, 2002).
- Algunas fracciones NOM pueden provocar la corrosión en el sistema de distribución. Mientras que algunos estudios han demostrado que NOM disminuye la tasa de corrosión de tuberías de hierro (Sontheimer *et al.*, 1981; Broo *et al.*,

1999), un estudio por Broo *et al.*, (2001) encontraron que incrementó la tasa de corrosión a pH bajo, pero disminuyó a valores altos de pH.

3.3. TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

La potabilización del agua se da en una serie de etapas seleccionadas que eliminan impurezas o sustancias extrañas en el agua. Este proceso de tratamiento puede ser de origen físico, químico o biológico (convencional).

Nicaragua cuenta con sistemas de tratamiento convencionales, los cuales pueden comprender las siguientes etapas: mezcla rápida, coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección.

3.3.1. Mezcla Rápida

La mezcla rápida es una operación empleada en el tratamiento del agua con el fin de dispersar diferentes sustancias químicas y gases, consiste en distribuir el coagulante lo más rápida y uniformemente posible en toda la masa de agua. El grado de agitación está caracterizado por el gradiente medio de velocidad. Según CEPIS-OPS-OMS, (2008) citado por Barquero y Espinoza, (2010), los valores comunes del gradiente están entre los 700 y 5000 s^{-1} , para tiempos que van de unos cuantos segundos a varios minutos. Este proceso también puede verse afectado por el sistema de aplicación del coagulante y del dispositivo de mezcla.

Esta operación puede hacerse mecánica o hidráulicamente en tanques especiales o en sistemas de tubería. Se basa en el principio fundamental de agitar violentamente el agua que se va a tratar, con el producto químico que se aplique, durante un corto tiempo, pudiéndose llevar a cabo con agitadores de hélice accionados por motor, o mediante canales con deflectores, creándose condiciones turbulentas por cualquiera de estos dos métodos.

Mezcladores Rápidos Mecánicos

Los mezcladores rápidos mecánicos utilizan tanques que se proyectan generalmente en sección circular o cuadrada, estos tanques están provistos de hélices, paletas, turbinas u otros elementos similares acoplados a un eje de rotación impulsado por una fuerza electromotriz. Los ejes giran a un número alto de revoluciones lo cual agita el agua en forma violenta y propicia la mezcla rápida y uniforme del coagulante.

Mezcladores Rápidos Hidráulicos

Las unidades de mezcla rápida más utilizadas son las del tipo de resalto hidráulico, como la canaleta Parshall, el canal con cambio de pendiente o "rampa" y vertederos rectangulares o triangulares. Los mezcladores rápidos hidráulicos se utilizan cuando se dispone de suficiente cabeza o energía en el flujo de entrada. El mezclador hidráulico tiene la ventaja de no requerir equipo mecánico.

3.3.2. Coagulación

La coagulación química puede definirse como un proceso unitario usado para causar la coalescencia o agregación de material suspendido no sedimentable y partículas coloidales del agua, ya que para la eliminación de estas sustancias, la decantación por gravedad no resulta del todo efectiva, por ende se requiere el aporte de compuestos químicos que faciliten esta acción.

El objetivo principal de la coagulación es desestabilizar las partículas coloidales que se encuentran en suspensión, para favorecer su aglomeración; en consecuencia se eliminan las materias estables en suspensión; la coagulación no solo elimina la turbiedad sino también la concentración de las materias orgánicas y los microorganismos (Cárdenas, 2010).

El coagulante se utiliza para desestabilizar la carga exterior de las partículas coloidales aplicando la energía de mezclado, evitando la repulsión entre ellas, y favoreciendo las reacciones que generarán coágulos de mayor densidad, lo que acelera su decantación. En este proceso los coagulantes cancelan las cargas eléctricas sobre la superficie del coloide permitiendo la aglomeración y la formación de flóculos. Estos flóculos inicialmente son pequeños, pero se juntan y forman aglomerados mayores capaces de sedimentar.

La coagulación es la fase más importante del tratamiento del agua. Una coagulación inadecuada no puede ser corregida en una etapa posterior del tratamiento perjudicando la eficiencia de todos los procesos siguientes (Marín & Álvarez, 2006).

Fases de la Coagulación

Cárdenas, (2000) citada por Gutiérrez y Medrano (2003), considera que la coagulación se desarrolla en cinco fases consecutivas o simultáneas que explican las reacciones físicas y químicas de la siguiente forma:

- Primera Fase: hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas existentes en la suspensión: al agregar un coagulante al agua, este se hidroliza y puede producir la desestabilización de las partículas, por simple adsorción

específica de los productos de hidrólisis, en la doble capa que rodea los coloides negativamente cargados, o por interacción con los grupos ionizables de su superficie.

- Segunda Fase: precipitación y formación de compuestos químicos que se polimerizan: como los productos de la hidrólisis de los coagulantes sufren reacciones de polimerización, se transforman en largas cadenas tridimensionales con extremos activos.
- Tercera Fase: adsorción de las cadenas poliméricas en la superficie de los coloides: estas cadenas pueden ser fácilmente adsorbidas en los sitios vacantes de adsorción de los coloides existentes en la suspensión, dejando los extremos extendidos en el agua.
- Cuarta Fase: adsorción mutua entre coloides: dichos extremos pueden adherirse a otros coloides que tengan sitios vacantes también, formando así masas esponjosas de partículas de la suspensión ligadas por cadenas poliméricas; esta requiere que el agua se agite lentamente.
- Quinta Fase (acción de barrido): al sedimentar, estos coágulos hacen un efecto de barrido atrapando en su caída nuevas partículas que se incorporan a los microfóculos en formación. La aparición de hidróxidos metálicos insolubles, que se precipitan, puede también contribuir y, en algunos casos, producir por sí sola el efecto de barrido.

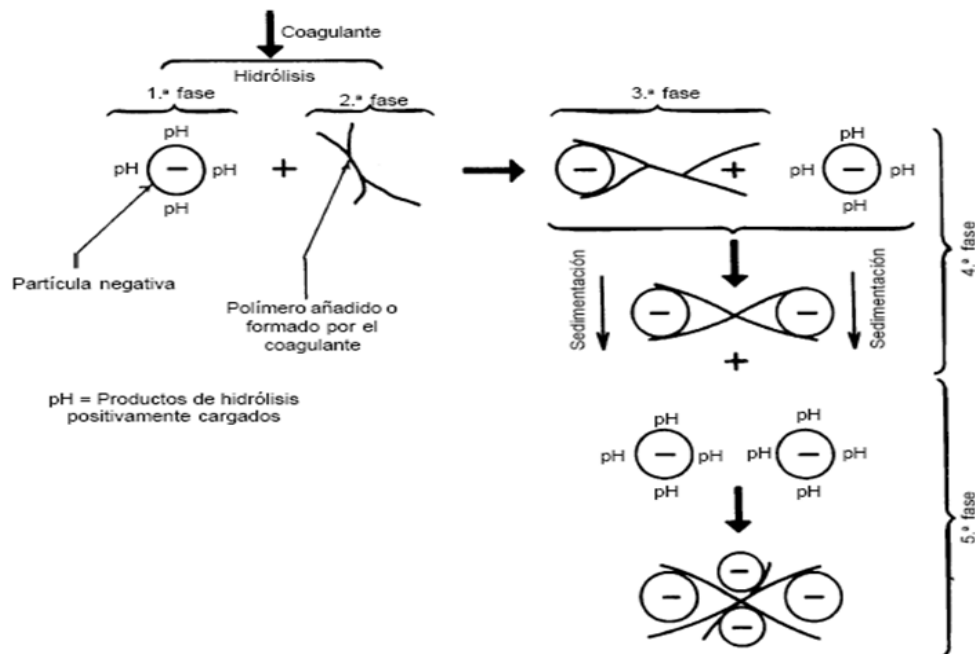


Figura 3.2: Fases de la Coagulación

Fuente: Arboleda, 1973.

Sustancias Químicas Utilizadas

De acuerdo con la Organización Panamericana de la Salud (OPS, 2004), las sustancias químicas utilizadas en la coagulación se pueden clasificar en tres categorías:

- **Coagulantes:** compuestos de aluminio o de hierro que generalmente pueden producir hidróxidos gelatinosos no solubles y absorber las impurezas.
- **Alcalinizantes:** cal viva (óxido de calcio), hidróxido de calcio, hidróxido de sodio (soda cáustica), carbonato de sodio (carbonato sódico), que pueden proporcionar la alcalinidad necesaria para la coagulación.
- **Coadyuvantes de la coagulación:** compuestos (arcilla, sílice activada polielectrolitos, etcétera), que se pueden convertir en partículas más densas y hacer que los flóculos sean más firmes. Los coadyuvantes de fórmulas desconocidas se deben utilizar con mucha reserva porque en su composición pueden contener elementos no recomendables para la salud.

Propiedades de los Coagulantes

La OPS (2004) refiere que los coagulantes deben tener ciertas propiedades.

- Actúan con los álcalis para producir hidróxidos gelatinosos que contienen y absorben impurezas. Esta propiedad es más adecuada para la remoción de la turbiedad.
- Producen iones trivalentes de cargas eléctricas positivas, que atraen y neutralizan las cargas eléctricas de los coloides protegidos que, por lo general, son negativas. Esta propiedad es más adecuada para la remoción del color.

Tipos de Coagulantes

Los coagulantes son productos químicos que al adicionar al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos del agua, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy absorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando Cardenas Y. (2000) citada por Torrez (2008).

Según Renault (2009) citado por Barquero y Espinoza (2010), los coagulantes pueden clasificarse de la siguiente manera:

- Sales Metálicas: sulfato de aluminio, cloruro de aluminio, cloruro férrico, sulfato ferroso.
- Floculantes Orgánicos: poli electrolitos catiónicos o aniónicos como ayudantes de coagulación (quitosana), polímeros no iónicos, anfóteros y modificadores.

Otra clasificación es:

- Coagulantes Sintéticos: a base de monómeros como acrilamida, cloruro de dialilmetilamonio y otros.
- Coagulantes Naturales: estos son a base de polímeros naturales como el almidón, celulosa y quitosana, entre otros.

Los principales coagulantes utilizados para desestabilizar las partículas y producir los flóculos son:

- Sulfato de aluminio
- Aluminato de sodio
- Cloruro de aluminio
- Cloruro férrico
- Sulfato férrico
- Sulfato ferroso

Siendo los más utilizados las sales de aluminio y de hierro. El sulfato de aluminio puede estar en forma sólida o líquida. El sulfato de aluminio (Alumbre) es el más utilizado en las plantas de tratamiento de agua por su bajo costo y manejo relativamente sencillo. El rango óptimo de pH para la aplicación del alumbre se encuentra entre 5 y 6. Estas sales forman un flóculo ligeramente pesado por lo que su tiempo de floculación es muy lento.

Factores que influyen en el proceso de coagulación

- El tipo de coagulante: se selecciona el tipo de coagulante basado en su habilidad para desestabilizar partículas y crear un flóculo que pueda ser removido por los procesos físicos subsecuentes. Las sales de aluminio y de hierro son típicamente usadas como coagulantes primarios, porque son trivalentes y forman las especies hidrolizadas insolubles que desestabilizan el material cargado negativamente en aguas naturales que llevan partículas en suspensión.
- Contenido y tipo de color y turbiedad: la mayor o menor cantidad de coloides, sustancias disueltas y origen del color presente en el agua.

- La dosis de coagulante: está relacionada con la turbiedad a ser removida. La dosis óptima es la que reduce la mayor cantidad de turbiedad, el color y el contenido bacteriológico presente en el agua.
- Características del agua como: la alcalinidad natural, contenido de hierro, materia orgánica natural, etc.
- El tiempo de mezcla rápida y floculación: existe un tiempo óptimo en cada caso, con el cual se obtiene la mayor remoción de turbiedad y color.
- Agitación: cuando la agitación a la que se somete el agua durante la floculación es demasiado baja, la formación de flóculos disminuye, dificultando la decantación y acortando las carreras con los filtros. Si la agitación es muy violenta los flóculos formados se quiebran rápidamente en partículas menores, produciendo un retardo en la decantación.
- La temperatura: las temperaturas altas favorecen la coagulación. El consumo de coagulante es mayor cuando se tiene temperaturas bajas.

3.3.3. Floculación

El término de floculación se refiere a la aglomeración de partículas coaguladas en partículas floculantes; Romero (1999), considera la floculación como " el proceso en el cual se van desestabilizando los coloides, se provee una mezcla suave de las partículas para incrementar la tasa de encuentros o colisiones entre ellas sin romper o perturbar los agregados preformados", (Calderón Z. & Useche M., 2008) citado por Barquero Y Espinoza, 2010; hasta alcanzar un mayor tamaño y peso necesario, para su posterior remoción mediante sedimentación o filtración.

La floculación tiene relación con los fenómenos de transporte dentro del líquido para que las partículas hagan contacto. Esto implica la formación de puentes químicos entre partículas de modo que se forme una malla de coágulos, la cual es tridimensional y porosa. Así se forma mediante el crecimiento de partículas coaguladas, un flóculo suficientemente grande y pesado como para sedimentar. (Manizales, 2005) citado por González, 2010.

Esta etapa al igual que la coagulación, es influenciada por fuerzas físicas y químicas tales como: la cargas eléctricas de las partículas, la capacidad de intercambio, el tamaño y la concentración del floculo, el pH, la temperatura del agua y la concentración de los electrolitos.

En la operación de los procesos de coagulación y floculación existen tres componentes esenciales:

- Selección del coagulante
- Aplicación del coagulante
- Control de la efectividad de los procesos

3.3.4. Sedimentación

Es la operación por la cual se remueven las partículas (flóculos) de una suspensión mediante la fuerza de gravedad (Munguía & Moncada, 2008), el tiempo es el único que ejerce influencia directa sobre la sedimentación. Se realiza en depósitos anchos y de poca profundidad.

Formas de sedimentación usada en la purificación del agua:

- Sedimentación simple: es generalmente un tratamiento primario para reducir la carga de sólidos sedimentables antes de la coagulación; en estos casos se le conoce como pre-sedimentación.
- Sedimentación después de coagulación-floculación: se usa para remover sólidos sedimentables que han sido producidos por el tratamiento químico, como en el caso de remoción de color y turbiedad.

La sedimentación se emplea para eliminar los sólidos más pesados sin necesidad de tratamiento especial mientras mayor sea el tiempo de reposo, mayor será el asentamiento y consecuentemente la turbiedad será menor haciendo el agua más transparente. El reposo prolongado natural también ayuda a mejorar la calidad del agua debido a la acción del aire y los rayos solares; mejor sabor y el olor, oxida el hierro y elimina algunas sustancias.

De acuerdo a Obregón (2006), los factores más importantes que afectan la eficiencia de remoción de una unidad de sedimentación son:

- Uniformidad del flujo a través del tanque.
- Estratificación del agua debido a las diferencias de temperatura entre el agua entrante y la del alrededor del tanque.
- Salida de gases en forma de burbujas que pueden contener sólidos suspendidos, causando que estos alcancen la superficie y floten en vez de sedimentar como lodos.
- Desintegración de flóculos previamente formados.
- El tamaño y la densidad del flóculo.

3.3.5. Filtración

La filtración es el proceso mediante el cual los flóculos remanentes de los decantadores son retenidos en medios filtrantes formados principalmente por arena. En la práctica se tiene como objetivo remover turbiedad e impedir la interferencia de la turbiedad con la desinfección, al proveer protección a los microorganismos de la acción desinfectante (Munguía & Moncada, 2008), para lograr la clarificación final se usa la filtración a través de medios porosos; generalmente dichos medios son arenas y antracitas (González, 2010).

En base a la velocidad de filtración y al intervalo entre cada limpieza del filtro, así como a la forma en que esta limpieza se realiza, en las plantas de procesamiento de agua, se distinguen dos tipos de filtro: filtros lentos y filtros rápidos, en las PTAP nacionales se utilizan principalmente los filtros rápidos.

- **Filtros Rápidos:** presentan la característica de que el agua fluye a través de un lecho de arena gruesa o mediana a altas velocidades. Debido a las altas velocidades de filtración y el uso de arena mediana o gruesa, las impurezas del agua penetran a grandes profundidades del lecho, taponando rápidamente el mismo, por lo que se requiere limpiarlo con bastante frecuencia. El lavado se realiza invirtiendo la dirección del flujo de agua, expandiendo y revolviendo los granos de arena, arrastrando las impurezas acumuladas.
- **Filtros Lentos:** se denomina también filtro de gravedad y se utiliza generalmente con suspensiones con sólidos gruesos y en tratamiento o clarificaciones del agua.

El medio filtrante debe de tener las siguientes características:

- Ser químicamente resistente.
- Tener consistencia física.
- Permitir la descarga limpia de la torta formada.
- Producir un filtrado o un efluente claro.

Factores que Influyen en la Filtración

Marín y Álvarez (2006), describen los siguientes factores que influyen en la filtración:

- **Tamaño de la partícula:** para el diseño de los filtros se toma como parámetro un tamaño crítico de partícula para la cual se tiene la menor probabilidad de contacto entre ésta y los granos del lecho. Las partículas de menor tamaño que el crítico son removidas eficientemente por difusión y las de mayor tamaño por la combinación de otros mecanismos: intercepción y sedimentación.

- Densidad: si la densidad de los sólidos suspendidos es alta las fuerzas de Van Der Waals son mayores y la eficiencia de remoción de partículas de tamaño mayor que el crítico se incrementa.
- Resistencia o dureza del flóculo: este parámetro influye grandemente en el comportamiento de la pérdida de carga a través del lecho filtrante. Los flóculos frágiles tienden a fragmentarse y penetrar fácilmente en el interior del lecho, favoreciendo a la distribución de la pérdida de carga y del incremento del tiempo de filtración útil, pero contribuye por otro lado a disminuir la calidad del efluente por la aparición del flóculo en éste. Los flóculos duros producen un efecto contrario, incrementan la pérdida de carga favoreciendo el taponamiento. La resistencia del flóculo depende entre otros factores del coagulante utilizado, turbiedad del fluido y temperatura.
- Forma de los granos y porosidad: la forma de los granos es un parámetro de gran importancia en el cálculo de la pérdida de carga inicial y en la eficiencia de la filtración, ya que ésta es inversamente proporcional al diámetro de las partículas del lecho. La porosidad se relaciona con la forma de los granos y por lo general se observa que a menor porosidad del lecho se obtiene mejor calidad del efluente, aunque la pérdida de carga aumenta con mayor rapidez.
- Tasa de filtración: las variaciones súbitas de la tasa durante la carrera de filtración afectan la calidad de efluente. Al inicio de la filtración, la calidad del efluente es afectada por la tasa de filtración, pero a medida que éste avanza la calidad del efluente se mantiene aproximadamente constante, independientemente de la velocidad de filtración. El empleo de las tasas de filtración bajas no aseguran la producción de un efluente de mejor calidad.

3.3.6. Desinfección

La desinfección del agua tiene como objetivo la eliminación y la desactivación de microbios patógenos. "Los agentes químicos utilizados en el campo de la potabilización de aguas, pueden ser oxidantes químicos, tales como el cloro, el dióxido de cloro, el ozono, el permanganato de potasio, o iones metálicos tales como los iones de Plata" (Ríos, 2005).

Se debe señalar que un oxidante fuerte no es necesariamente un buen desinfectante, como es el caso del peróxido de hidrógeno, mientras que un oxidante relativamente débil puede ser muy eficaz como agente desinfectante, tal como ocurre con el yodo. "La eficiencia y eficacia de los agentes químicos son afectadas por diversos factores tales como: la concentración del desinfectante, el tiempo de contacto entre el agua y el

desinfectante, la temperatura, el pH, la concentración y el tipo de microorganismos" (Ríos, 2005).

Las principales condiciones que debe cumplir un desinfectante son:

- Debe ser capaz de inactivar, con dosis y tiempos de contacto razonables, las clases y cantidades de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua.
- El método de análisis para determinar su concentración debe ser exacto, sencillo, rápido y apto para realizarlo tanto en el campo como en laboratorio.
- Debe ser fiable para utilizarse dentro del rango de condiciones que podrían presentarse en las plantas de tratamiento de agua.
- Es recomendable que el desinfectante permita mantener una concentración residual adecuada en el sistema de distribución de agua para evitar el deterioro de la calidad microbiológica de la misma por recontaminación o reproducción de microorganismos.
- Debe ser razonablemente seguro y conveniente de manipular y utilizar en las condiciones que prevea su uso.
- En lo posible no debe producir ni introducir sustancias tóxicas, o en caso de hacerlo, éstas deben mantenerse bajo los valores permitidos por las normas, ni alterar de algún otro modo las características del agua de forma que ésta no sea apta para consumo humano.
- El costo del equipamiento, su instalación, operación, mantenimiento y reparación, así como la adquisición y el manipuleo de los materiales necesarios para mantener en forma continua una dosificación efectiva, debe ser razonable.

Según Rodríguez *et al* (2007), los oxidantes más utilizados en la potabilización del agua son el cloro y sus derivados. Así mismo son utilizados para:

- Remover el sabor y el color.
- Oxidar el hierro y el manganeso.
- Prevenir la reaparición de elementos biológicos en el sistema de distribución de agua.
- Mejorar la eficiencia de la coagulación y la filtración.
- Prevenir el crecimiento de algas en los tanques sedimentación y filtros.

Además de desactivar los organismos patógenos, el cloro reacciona con la materia orgánica presente en el agua, lo que genera subproductos de cloración, específicamente compuestos orgánicos sintéticos. Estos subproductos pueden tener potencialmente efectos en la salud humana.

El uso generalizado del cloro no se debe solo a su bajo costo, sino también a su capacidad oxidante, la cual proporciona un nivel mínimo de cloro residual en el sistema de distribución y de esa manera lo protege contra la recontaminación microbiana. Este cloro residual es el cloro libre que queda en el agua después que ha sido desinfectada en la planta. Su utilidad es de continuar desinfectando el agua desde que sale de la planta de tratamiento hasta que llegue al consumidor.

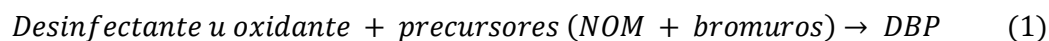
Es importante que el cloro residual se encuentre en niveles seguros para el consumo humano. Si este se encuentra en exceso, el cloro puede resultar tóxico para el consumo. La OMS recomienda que, para tener la garantía sanitaria de la calidad del agua para consumo y para asegurar su efecto ante cualquier contaminación posterior, debe existir un promedio de 0.3 mg/L de cloro residual activo y una turbiedad menor de 1 NTU (Zafra, 2008).

Otros desinfectantes han sido utilizados como alternativa al cloro, pero cada uno de ellos forma igualmente subproductos; ejemplos de estos son la cloramina, el Ozono y el bióxido de cloro.

3.4. SUBPRODUCTOS DERIVADOS DE LA CLORACIÓN DEL AGUA

Al ser una sustancia tan activa, un exceso de cloro puede reaccionar con distintos compuestos orgánicos, por lo que aumenta el riesgo de que se produzcan DBP, que son compuestos carcinógenos para el ser humano (Zafra, 2008).

Quirós (2010), representa esquemáticamente la formación de subproductos de la desinfección o DBP:



La materia orgánica precursora de los subproductos de la cloración son esencialmente los ácidos fúlvicos y húmicos, los aminoácidos y los nitrofenoles (Quirós, 2010). Así mismo, al ser cloradas algunas aguas con cargas orgánicas elevadas por ejemplo, las aguas contaminadas con efluentes municipales forman subproductos (Zafra, 2008).

Tabla 3.2: Subproductos de la Desinfección.

Grupo	Subproducto	Fórmula
Trihalometanos (THM)	Cloroformo	CHCl_3
	Bromodiclorometano	CHCl_2Br
	Dibromoclorometano	CHClBr_2
	Bromoformo	CHBr_3
Ácidos Haloacéticos	Monocloroacético	CH_2ClCOOH
	Dicloroacético	CHCl_2COOH
	Tricloroacético	CCl_3COOH
	Bromocloroacético	CHBrClCOOH
	Bromodicloroacético	$\text{CBrCl}_2\text{COOH}$
	Dibromocloroacético	$\text{CBr}_2\text{ClCOOH}$
	Monobromoacético	CH_2BrCOOH
	Dibromoacético	CHBr_2COOH
Aldehídos (no halogenados)	Tribromoacético	CBr_3COOH
	Formaldehído	HCHO
	Acetaldehído	CH_3CHO
	Glyoxal	OHCCHO
	Metil Glyoxal	CH_3COCHO
Aloacetónitrilos (HANs)	Tricloroacetónitrilo	$\text{CCl}_3\text{C}^*\text{N}$
	Dicloroacetónitrilo	$\text{CHCl}_2\text{C}^*\text{N}$
	Bromocloroacetónitrilo	$\text{CHBrClC}^*\text{N}$
	Dibromoacetónitrilo	$\text{CHBr}_2\text{C}^*\text{N}$
Ácidos Carboxílicos (no halogenados)	Formato	HCOO^-
	Acetato	CH_3COO^-
	Oxalato	$\text{OOC}\text{COO}^{2-}$

Fuente: Ríos, 2005.

3.4.1. Trihalometanos (THM)

Los THM y los demás subproductos no son contaminantes naturales de las aguas y no se detectan en las aguas brutas, solo aparecen luego del tratamiento de estas con cloro u otro desinfectante, y su grado de generación depende de la calidad del agua a la cual se aplica el agente desinfectante (Ríos, 2005).

Los trihalometanos conforman el grupo de subproductos más difundido y que mayormente se identifica en las reglamentaciones de los distintos países. Se forman a partir de la

sustitución de tres átomos de hidrógeno del metano (CH_4), por átomos de un halógeno (cloro o bromo, y eventualmente yodo) (Xie, 2004 citado por Ríos, 2005).

Según Galad-Gorchev (1994) citado por Ríos (2005), se pueden formular algunas afirmaciones generales con respecto a los THM en el agua potable clorada:

- La concentración de THM es variable y fluctúa entre un grado no detectable a un mg/L o más.
- Los niveles de THM son mayores en el agua superficial clorada que en las aguas subterráneas cloradas.
- La concentración de THM tiende a aumentar con la temperatura, el tiempo de contacto, el pH y especialmente la dosificación de cloro.
- El tiempo de contacto influye más que la temperatura en el aumento de la concentración de THM. Por lo tanto aumenta la concentración de éstos con el almacenamiento del agua, incluso después del agotamiento del cloro residual, lo cual indica la formación de productos intermedios que conducen a la lenta producción de THM.
- El cloroformo es generalmente el principal componente de los THM y a menudo representa más del 90 % de la concentración total de THM.
- La formación de THM se puede reducir al mínimo si se evita la precloración y se recurre a la oxidación con otro agente y a los procesos convencionales para eliminar los precursores orgánicos antes de la desinfección final.

$$\text{Cloro} + \text{NOM} + \text{Bromo} = \text{THMs} \quad (2)$$

Un parámetro habitualmente utilizado para evaluar la potencialidad de formación de trihalometanos es el «Potencial de formación de Trihalometanos, THMFP», que corresponde al resultado de la medición de trihalometanos en una muestra de agua, bajo condiciones conocidas. El test puede ser realizado por ejemplo bajo las siguientes condiciones: 30°C, pH de 10,5-11,2, Cloro residual 2-3 mg/L, con un tiempo de contacto de 3 días (Najm y col., 1991 citado por Ríos, 2005).

Según Quirós (2010), Los THM más predominantes son el cloroformo y el bromodicloroetano; con frecuencia también se encuentran el dibromoclorometano y el bromoformo. La concentración de THM depende de la presencia de precursores (compuestos activos que pueden reaccionar con el cloro), así como de la dosis de cloro, tiempo de contacto, temperatura del agua y pH.

3.4.2. Ácidos Haloacéticos (HAA)

Los HAA son subproductos de la cloración importantes. Son compuestos no volátiles que pueden encontrarse ocasionalmente en el agua en mayores concentraciones que los THM en función del pH del agua. Cuando el pH es bajo, existe mayor formación de HAA que a mayores pH a los que se forma más THM (Quirós, 2010).

Según Ríos (2005), los HAA se forman a partir de la sustitución de átomos de hidrógeno de los ácidos acéticos (CH_3COOH), por átomos de halógenos (cloro o bromo), al reaccionar la materia orgánica natural con el cloro y el bromo.



Existen tres categorías, el ácido monohaloacético, tiene un átomo de halógeno, mientras que los ácidos dihaloacético y trihaloacético cuentan con dos y tres halógenos respectivamente (Xie, 2004 citado por Ríos, 2005).

Ácidos monohaloacéticos

- Ácido monocloroacético (CH_2ClCOOH)
- Ácido monobromoacético (CH_2BrCOOH)

Ácidos dihaloacéticos

- Ácido dicloroacético (CHCl_2COOH)
- Ácido dibromoacético (CHBr_2COOH)
- Ácido bromocloroacético (CHBrClCOOH)

Ácidos trihaloacéticos

- Ácido tricloroacético (CCl_3COOH)
- Ácido tribromoacético (CBr_3COOH)
- Ácido bromodicloroacético ($\text{CBrCl}_2\text{COOH}$)
- Ácido dibromocloroacético ($\text{CBr}_2\text{ClCOOH}$)

Otros subproductos de la desinfección formados normalmente durante la cloración del agua son los halonitrometanos, halofenoles y halofuranos.

3.5. EFECTOS SOBRE LA SALUD DE LOS SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN

Aunque los riesgos para la salud humana de los subproductos de la desinfección son pequeños si los comparamos con los riesgos asociados a las enfermedades de transmisión hídrica, no se deben obviar.

La exposición a compuestos de agua potable residencial se produce a través de múltiples rutas y varían en la población debido a las diferencias en la cantidad y formas en que las personas usan el agua. Usos comunes del agua y sus correspondientes exposiciones incluyen consumo directo de agua, en bebidas preparadas o los alimentos (exposición por ingestión); lavar, bañarse, ducharse y nadar (cutáneo e inhalación); en lavavajillas, lavadoras y humidificadores (inhalación).

Exponerse a estos contaminantes a través del agua clorada durante largos periodos de tiempo, da lugar a efectos adversos para la salud. Se debe de tener en cuenta que la exposición a dichos agentes no ocurre sólo por la ingestión de agua, sino también por la inhalación y la absorción dérmica.

Sánchez (2008), advierte de los siguientes riesgos a la salud:

- Daño en las funciones reproductoras (disminución de la fertilidad, riesgo de aborto espontáneo, etc.).
- Daños en el desarrollo fetal dentro del útero (defectos del tubo neural, bajo peso al nacer, crecimiento intrauterino retardado, etc.).
- Desarrollo de cáncer, sobre todo en el de vejiga urinaria.
- Efectos inmunotóxicos y neurotóxicos.

Después de evaluar la presencia de THM en el agua potable, USEPA comenzó las investigaciones para determinar los efectos de éstos en la salud. En estudios con animales fue demostrado que el cloroformo es carcinógeno. Además, estudios epidemiológicos demostraron una relación entre el agua superficial clorada y el riesgo para la salud humana (Villanueva, Cordier, Font-Ribera, Salas & Levallois, 2015). El cáncer de colon y recto son los segundos más asociados a la exposición de los subproductos de la cloración.

Tabla 3.3: Información Toxicológica de los DBP.

Clase de Subproducto	Compuesto	Clasificación EPA	Efectos Nocivos
Trihalometanos (THM)	Cloroformo	B2	Cáncer, hígado, riñón y efectos sobre la reproducción
	Dibromoclorometano	C	Sistema nervioso, hígado, riñón, efectos sobre la reproducción
	Bromodicloroetano	B2	Cáncer, hígado, riñón y efectos sobre la reproducción

	Bromoformo	B2	Cáncer, hígado, sistema nervioso, riñón
Haloacetonitrilo (HAN)	Tricloroacetonitrilo	C	Cáncer, efectos mutagénicos y clastogénicos
Aldehídos	Formaldehído	B1	Mutagénicos*
Haloacéticos	Ácido dicloroacético	B2	Cáncer, efectos sobre la reproducción y el desarrollo
	Ácido tricloroacético	C	Hígado, riñón, bazo, efectos sobre el desarrollo
Halofenol	2-Chlorofenol	D	Cáncer, agente de tumores
Compuestos inorgánicos	Cloritos	D	Efectos sobre el desarrollo y la reproducción
	Bromatos	B2	Cáncer

A: carcinógeno humano, B1: carcinógeno humano probable (con alguna evidencia epidemiológica), B2: carcinógeno humano probable (evidencia de laboratorio suficiente), C: carcinógeno humano posible, D: no clasificable, *: exposición por inhalación

Fuente: EPA, 1999.

3.5.1. Métodos para la Reducción de Formación de Subproductos

La materia orgánica natural se puede eliminar o reducir mejorando los fenómenos de coagulación-floculación, sedimentación, filtración y adsorción empleando carbón activo. La reducción de la materia orgánica reduce paralelamente la necesidad de agentes oxidantes y minimiza los problemas de subproductos. Si los subproductos de la desinfección ya se han formado, se pueden reducir o eliminar algunos, mediante desgasificación con aire y adsorción con carbón activo en grano (Quirós, 2010).

3.6. MODELOS MATEMÁTICOS PREDICTIVOS

A continuación se describen los modelos a emplear para el cálculo de THM, HAA y el posible riesgo de desarrollo de cáncer, así como la nomenclatura correspondiente.

3.6.1. Ecuaciones Matemáticas para el Cálculo de THM

Amy *et al.* desarrollaron un modelo matemático en 1987 para determinar la concentración de trihalometanos totales:

$$[TTHMs] = 0,00309(UV_{254} * TOC)^{0,44} * (Cl_{dosis})^{0,409} * (t^{0,265}) * (T^{1,06}) * (pH - 2,6)^{0,715} * (Br^- + 1)^{0,0358} \quad (4)$$

Amy *et al.* en 1991 propusieron ecuaciones empíricas para especies individuales de trihalometanos:

$$[CHCl_3] = a(UV_{254} * TOC)^b * (Cl_{dosis})^c * (t^d) * (T^e) * (pH - 2,6)^f * (Br^- + 1)^g \quad (5)$$

$$[CHCl_2Br] = a1(UV_{254} * TOC)^{b1} * (Cl_{dosis})^{c1} * (t^{d1}) * (T^{e1}) * (pH - 2,6)^{f1} * (Br^- + 1)^{g1} \quad (6)$$

$$[CHClBr_2] = a2(UV_{254} * TOC)^{b2} * (Cl_{dosis})^{c2} * (t^{d2}) * (T^{e2}) * (pH - 2,6)^{f2} * (Br^- + 1)^{g2} \quad (7)$$

$$[CHBr_3] = a3(UV_{254} * TOC)^{b3} * (Cl_{dosis})^{c3} * (t^{d3}) * (T^{e3}) * (pH - 2,6)^{f3} * (Br^- + 1)^{g3} \quad (8)$$

$$[TTHMs] = [CHCl_3] + [CHCl_2Br] + [CHClBr_2] + [CHBr_3] \quad (9)$$

Dónde, [TTHM] es la concentración de trihalometanos totales (µmoles/L); [CHCl₂Br] es la concentración de bromodichlorometano (µmoles/L); [CHClBr₂] es la concentración de dibromodichlorometano (µmoles/L); [CHBr₃] es la concentración de bromoformo (µmoles/L); UV₂₅₄ es la absorbancia ultra violeta a 254 nm (cm⁻¹); TOC es la concentración de carbono orgánico total (mg/L); Cl_{dosis} es la dosis de cloro (mg/L); t es el tiempo de reacción (h); T temperatura (°C); Br es la concentración de bromuro (mg/L).

Los valores de las constantes que se observan en las ecuaciones anteriores se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 3.4: Coeficiente Predictivos de THM.

Coeficiente	Br < 0,25 mg/L	0,25mg/L < Br < 0,75mg/L	Br > 0,75mg/L
A	0,381	0,00776	28,47
B	0,533	0,988	1,0837
C	0,457	0,1829	0,1718
D	0,251	0,2675	0,2121
E	0,986	2,6131	1,8227
F	0,978	-0,7367	-0,2576
G	0,533	-2,6614	-8,0572
a1	0,835	0,066	0,0615
b1	0,074	0,3519	0,4845

c1	0,381	0,8515	1,1501
d1	-0,258	0,2939	0,2976
e1	0,681	1,3478	1,4203
f1	0,886	-0,2774	-0,7399
g1	0,710	0,0821	-2,111
a2	3,043	0,1246	0,3654
b2	-0,199	-0,2930	0,140
c2	-0,105	0,7073	1,3343
d2	0,2499	0,2576	0,2748
e2	0,5285	0,7275	0,6448
f2	1,5339	0,6492	-0,2901
g2	2,0455	1,2451	0,7757
a3	11,82	29,28	6,86663
b3	0,3407	-1,453	0,8122
c3	-0,2468	3,338	5,4964
d3	0,1256	0,2052	0,2466
e3	-0,7812	-2,802	-5,9748
f3	2,0894	0,9105	2,566
g3	1,1332	2,7728	6,4774

Fuente: Chowdhury & Amy, 1999.

3.6.2. Ecuaciones Matemáticas para el Cálculo de HAA

Modelos empíricos han sido desarrollados por American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) para predecir la formación de HAA como resultado de la cloración.

$$MCAA = 1,634 (TOC)^{0,753} * (Br + 0,01)^{-0,085} * (pH)^{-1,124} * (Cl_{dosis})^{0,509} * (t)^{0,300} \quad (10)$$

$$DCAA = 0,605 (TOC)^{1,0,29} * (UV_{254})^{0,726} * (Br + 0,01)^{-0,568} * (Cl_{dosis})^{0,480} * (t)^{0,239} * (T)^{0,665} \quad (11)$$

$$TCAA = 87,182 (TOC)^{0,355} * (UV_{254})^{0,901} * (Br + 0,01)^{-0,679} * (pH)^{-1,732} * (Cl_{dosis})^{0,881} * (t)^{0,264} \quad (12)$$

$$MBAA = 0,176 (TOC)^{1,664} * (UV_{254})^{-0,624} * (Br)^{0,795} * (pH)^{-0,927} * (t)^{0,145} * (T)^{0,450} \quad (13)$$

$$DBAA = 84,94 (TOC)^{-0,620} * (UV_{254})^{0,651} * (Br)^{1,073} * (Cl_{dosis})^{-0,200} * (t)^{0,120} * (T)^{0,657} \quad (14)$$

Donde, MCAA es la concentración de ácido monocloroacético (µg/L); DCAA es la concentración de ácido dicloroacético (µg/L); TCAA es la concentración de ácido tricloroacético (µg/L); MBAA es la concentración de ácido monobromoacético (µg/L); DBAA es la concentración de ácido dibromoacético (µg/L).

3.6.3. Evaluación del Riesgo Total de Desarrollo de Cáncer

El riesgo potencial de desarrollo de cáncer por exposición a DBP se calcula utilizando la metodología descrita por Lee *et al* (2006) pero adaptado a las condiciones sociales específicas para la población. El riesgo total tiene en cuenta el riesgo por ingestión, inhalación y absorción cutánea. Estos riesgos son aditivos y el total se determina como:

$$Riesgo\ Total\ (R_T) = Riesgo_{Ingestión} + Riesgo_{Inhalación} + Riesgo_{Absorción\ dérmica} \quad (15)$$

Donde cada riesgo es estimado individualmente por la aplicación de las siguientes ecuaciones:

$$Riesgo_{Ingestión} = CDI_{Ingestión} * SP \quad (16)$$

$$Riesgo_{Inhalación} = CDI_{Inhalación} * SP \quad (17)$$

$$Riesgo_{Absorción\ dérmica} = CDI_{Absorción\ dérmica} * SP \quad (18)$$

Donde CDI es el consumo crónico diario en mg/Kg-d y SP es la pendiente de factores de THM para el cloroformo en kg-d/mg. El factor SP es $6,10 * 10^{-3}$, $3,05 * 10^{-2}$ y $8,05 * 10^{-2}$ kg-d/mg para ingestión, inhalación y absorción dérmica respectivamente (Wang *et al*, 2007). El consumo crónico diario es calculado de acuerdo a cada riesgo.

$$CDI_{Ingestión} = \frac{CW * 0.8 * IR * EF * ED}{AT * BW} \quad (19)$$

Donde CW es la concentración de THM en el agua (mg/L), IR es la proporción de ingestión (asumida de 2 L/d por persona), EF es la frecuencia de exposición (365 d/año), ED es la duración de la exposición (esperanza de vida media de la población), AT es el tiempo de exposición promedio, BW es el peso corporal (promedio de 65 Kg para hombres y 60 Kg para mujeres).

El CDI por inhalación toma en consideración el tiempo que la persona tarda duchándose, que es definido como ET, 10 min/d para las condiciones de países en desarrollo; también la concentración de THM en el ambiente del baño (C_{aire}) en mg/L.

$$CDI_{Inhalación} = \frac{C_{aire} * VR * EF * ET * ED}{AT * BW} \quad (20)$$

En esta ecuación, VR la razón de ventilación promedio para adultos (14 L/min para varones y 11 L/min para mujeres) (USEPA 1997). C_{aire} se calcula utilizando las ecuaciones dadas por Wang *et al.* (2007).

$$C_{aire} = \frac{(Y_s(t) + Y_{si})}{2} \quad (21)$$

Donde Y_{si} es la concentración inicial de THM como cloroformo en el cuarto de baño (0 mg/L) y $Y_s(t)$ es la concentración de THM como cloroformo en el tiempo t (10 minutos asumidos según las condiciones sociales). Para calcular $Y_s(t)$, es necesario conocer la constante de Henry y el coeficiente de transferencia másico para el cloroformo, el volumen del baño y el rango de flujo del agua y aire. El procedimiento para el cálculo de $Y_s(t)$ es detallado según Wang *et al.* (2007).

La absorción dérmica diaria es calculada utilizando la ecuación presentada por Lee *et al.* (2006).

$$CDI_{Absorción\ dérmica} = \frac{CW * PC * SA * EF * ET * ED}{AT * BW} \quad (22)$$

Donde PC es el coeficiente de absorción dérmica permeable ($1,48 * 10^{-6}$ m/min para el cloroformo) (RAIS, 2005) y SA es el área superficial de la piel (m²).

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se presenta la metodología que se implementó para el desarrollo del trabajo investigativo, desde la recolección de datos, sitios de muestreo seleccionados, parámetros a analizar, así como la forma en que los resultados fueron evaluados.

4.1. MÉTODO DE INVESTIGACIÓN

Para lograr los objetivos planteados en la elaboración de ésta tesis, el trabajo fue dividido en las siguientes etapas:

- Elaboración de la base de datos con las características del agua en las diferentes etapas del tratamiento convencional empleado en las plantas potabilizadoras.
- Caracterización del agua superficial proveniente del Lago Cocibolca y estudio de la formación de THM y HAA haciendo uso de diferentes condiciones de operación (temperatura, pH, dosis y concentración de cloro).
- Aplicación de los modelos predictivos para la formación de THM y HAA y predicción del riesgo de desarrollo de cáncer mediante las fórmulas matemáticas.

La investigación se realizó a nivel de campo y laboratorio, ejecutando el muestreo y trasladando dichas muestras al laboratorio para realizar los análisis fisicoquímicos correspondientes. Por consiguiente el método utilizado es del tipo cuantitativo, ya que éste es el usado para analizar e identificar cantidades en el caso de una investigación de campo o experimental.

4.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación se tipifica como experimental por lo que se realizó un análisis de las variables en estudio para la determinación del agua potable, así como la predicción del posible riesgo de desarrollo de cáncer, por lo tanto el tipo de investigación que se efectuó es de tipo descriptiva.

4.3. TÉCNICA DE RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN

Estos son procedimientos que tienen como objetivo recolectar las características fisicoquímicas y orgánicas que tiene un agua en particular en el sitio de muestreo o en el laboratorio. Así como también la revisión de literatura previa al desarrollo de la investigación.

4.3.1. Base de Datos

Los antecedentes utilizados para la realización de la base de datos fueron tomados de muestreos realizados en investigaciones previas desarrolladas en la Universidad Nacional de Ingeniería y la Universidad Centroamericana en el período comprendido entre el año 2002 y 2015 correspondientes a plantas potabilizadoras.

Los parámetros de interés tomados de dichas investigaciones son los siguientes: temperatura, pH, conductividad, turbiedad, color, TOC, DOC, UV₂₅₄ y SUVA específicos para agua cruda, agua sedimentada y agua potable.

4.3.2. Caracterización y Muestreo

El muestreo es un procedimiento definido por medio del cual se toma una parte de sustancia, material o producto a fin de proporcionar ensayo o calibración de una muestra representativa del conjunto (Barreto, 2009). Su objetivo es obtener los valores de los parámetros de interés para ésta investigación y determinar el nivel de remoción de materia orgánica que se da en la planta de tratamiento y la formación de THM como subproductos de la desinfección.

Se realizaron dos muestreos con un intervalo de tres meses. El agua recolectada fue de utilidad para la verificación de los parámetros en los distintos puntos de la potabilización y la posterior simulación de la clarificación a escala de laboratorio para el estudio de la formación de THM.

Se midieron parámetros como: turbiedad, color, DQO, UV₂₅₄, SUVA, así como, la determinación de la presencia de THM para cumplir con el objetivo de la investigación.

Según Barreto (2009), los puntos estratégicos para muestreo que tienen importancia en estudios ambientales son los siguientes:

- Naciente - curso medio - desembocadura.
- Antes y después de los afluentes.
- En caso de muestras para análisis de consumo humano, el punto de muestreo será en el lugar exacto de la captación de agua.

Se utilizó la técnica integrada que comprende muestras puntuales tomadas simultáneamente en diferentes puntos o lo más cercanas posibles. El agua fue tomada en botellas de plástico, previamente esterilizadas y rotuladas. Se preservaron a una temperatura aproximada de 4°C en hieleras y/o se acidularon para tratar de mantener todas sus características intactas a lo largo del manejo de las mismas., para luego ser transportadas hacia el laboratorio donde se realizaron los análisis correspondientes.

La metodología utilizada en el análisis de la calidad del agua y la preservación de las muestras en los puntos establecidos, es la recomendada por Standard Method for Water and Wastewater Examination A.P.H.A. (2005) y por el Manual de Procedimientos HACH DR 2010.

La finalidad perseguida al haber utilizado éstas recomendaciones es la de garantizar la representatividad del agua, así como su conservación en las condiciones más adecuadas durante el tiempo transcurrido entre la toma y el análisis de laboratorio.

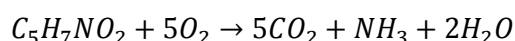
Los resultados obtenidos de los análisis fueron comparados con los rangos establecidos en las normas CAPRE y NTON 09 003-99 para verificar la eficiencia de la remoción de la materia orgánica. Los parámetros a estudiar con su correspondiente método de análisis se detallaron en la Tabla 4.1. La descripción de los métodos de análisis se encuentran planteados en el Anexo A.

Tabla 4.1: Parámetros a ser Medidos y Métodos Correspondientes.

Variable	Unidades	Lugar de Medición	Procedimiento
Parámetros Físicoquímicos			
Turbiedad	NTU	Laboratorio	Turbidímetro HACH 2010
Color	mg/L Pt-Co	Laboratorio	“APHA” Platino-Cobalto Standard
Temperatura	° C	In situ	SM 2550B. Método para Laboratorios
Conductividad	µS/cm	Laboratorio	SM 2510. Conductivímetro HACH CO150
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	Laboratorio	Conductivímetro HACH CO150
Ph		In situ	pHmetro Orión
Parámetros Orgánicos			
UV254	1/cm	Laboratorio	SM 5910B. Método de Absorción UV
SUVA	L/mg-m	Laboratorio	
Carbono Orgánico Total (TOC)	mg/L	Laboratorio	Método HACH 10129
Carbono Orgánico Disuelto (DOC)	mg/L	Laboratorio	Método HACH 10129
THM	µg/L	Laboratorio	Método HACH 10132
DQO	mg/L	Laboratorio	Método HACH 8000

Fuente: elaboración propia, basado en HACH Company. (2000).

Para la cuantificación de TOC se utilizó la Ecuación 27 y se realizó con ayuda de la reacción planteada a continuación; para esto se requirió previamente la concentración de DQO contenida en el agua.



$$DQO = \frac{160 \frac{g}{mol} O_2}{113 \frac{mg}{L} C_5H_7NO_2} = 1,42 \quad (23)$$

$$TOC = \frac{60 \frac{g}{mol} C}{113 \frac{g}{mol} C_5H_7NO_2} = 0,53 \quad (24)$$

$$\frac{TOC}{DQO} = \frac{0,53}{1,42} \quad (25)$$

$$\frac{TOC}{DQO} = 0,37 \quad (26)$$

$$TOC = 0,37 DQO \quad (27)$$

4.3.3. Influencia de Variaciones en las Condiciones de Operación

La influencia del pH, dosis de cloro, tiempo de contacto y temperatura en la formación de subproductos de la desinfección fue evaluada en las diferentes etapas del tratamiento de agua. Se realizaron tres rondas de cincuenta y cuatro experimentos cada uno y sus respectivos duplicados para un total de 324. Los niveles de variación de cada parámetro se muestran en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2: Parámetros a ser Evaluados

Parámetro	Variaciones		
A: Tiempo de Reacción, h	6	12	24
B: Dosis de Cloro, mg/L	0,5	1	2
C: Temperatura, °C	25	35	
D: pH	5	7	9

El pH fue ajustado por adición de H_2SO_4 o $NaOH$. Para cada experimento se utilizaron 150 mL de muestra. Los resultados experimentales de la formación de THM y las concentraciones obtenidas de HAA_5 por medio del modelo empírico, en función de los parámetros antes mencionados, fueron analizados por la varianza multifactorial utilizando el programa STATGRAPHIC CENTURION XVI.I.

4.4. MODELOS MATEMÁTICOS PREDICTIVOS

En éste apartado se detallan los tres modelos empíricos implementados así como las variables respectivas para cada cálculo correspondiente, retomando ecuaciones del Capítulo 3.

4.4.1. Cálculo de Concentración Total de THM

Las concentraciones de THM obtenidas a nivel experimental se expresa en ppb CHCl_3 , por ello se utilizó el modelo empírico establecido por Amy *et al* (1987) para el cálculo de dibromoclorometano, bromodichlorometano y bromoformo, con las Ecuaciones 6, 7 y 8, respectivamente, y la concentración total de THM por medio de la Ecuación 9 y los coeficientes listados en la Tabla 3.4

$$[TTHMs] = [CHCl_3] + [CHCl_2Br] + [CHClBr_2] + [CHBr_3] \quad (9)$$

$$[CHCl_2Br] = a1(UV_{254} * TOC)^{b1} * (Cl_{dosis})^{c1} * (t^{d1}) * (T^{e1}) * (pH - 2,6)^{f1} * (Br^- + 1)^{g1}$$

$$[CHClBr_2] = a2(UV_{254} * TOC)^{b2} * (Cl_{dosis})^{c2} * (t^{d2}) * (T^{e2}) * (pH - 2,6)^{f2} * (Br^- + 1)^{g2}$$

$$[CHBr_3] = a3(UV_{254} * TOC)^{b3} * (Cl_{dosis})^{c3} * (t^{d3}) * (T^{e3}) * (pH - 2,6)^{f3} * (Br^- + 1)^{g3}$$

4.4.2. Cálculo de Concentración Total de HAA5

Debido a que no se cuenta con los reactivos necesarios para el análisis experimental de la formación de HAA, estos se obtuvieron mediante la predicción matemática desarrollada por AWWARF utilizando las Ecuaciones 10, 11, 12, 13 y 14 para el cálculo de las concentraciones de cada especie: ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético y ácido dibromoacético, respectivamente.

$$MCAA = 1,634 (TOC)^{0,753} * (Br + 0,01)^{-0,085} * (pH)^{-1,124} * (Cl_{dosis})^{0,509} * (t)^{0,300}$$

$$DCAA = 0,605 (TOC)^{1,0,29} * (UV_{254})^{0,726} * (Br + 0,01)^{-0,568} * (Cl_{dosis})^{0,480} * (t)^{0,239} * (T)^{0,665}$$

$$TCAA = 87,182 (TOC)^{0,355} * (UV_{254})^{0,901} * (Br + 0,01)^{-0,679} * (pH)^{-1,732} * (Cl_{dosis})^{0,881} * (t)^{0,264}$$

$$MBAA = 0,176 (TOC)^{1,664} * (UV_{254})^{-0,624} * (Br)^{0,795} * (pH)^{-0,927} * (t)^{0,145} * (T)^{0,450}$$

$$DBAA = 84,94 (TOC)^{-0,620} * (UV_{254})^{0,651} * (Br)^{1,073} * (Cl_{dosis})^{-0,200} * (t)^{0,120} * (T)^{0,657}$$

La concentración total de ácidos haloacéticos se calcula mediante la sumatoria de lo expresado anteriormente :

$$HAA_5 = MCAA + DCAA + TCAA + MBAA + DBAA \quad (28)$$

4.4.3. Predicción del Riesgo Potencial de Desarrollo de Cáncer

El siguiente modelo es propio de la predicción del riesgo de desarrollo de cáncer, por Lee *et al* (2006), retomando las Ecuaciones 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22 y 23. Cada riesgo es estimado individualmente para el vector correspondiente a como es detallado a continuación.

Riesgo por Ingestión:

$$Riesgo_{Ingestión} = CDI_{Ingestión} * SP$$

$$CDI_{Ingestión} = \frac{CW * 0,8 * IR * EF * ED}{AT * BW}$$

En la Tabla presente se muestran los valores utilizados en la metodología correspondiente al Riesgo por Ingestión

Tabla 4.3: Variables para cálculo de Riesgo por Ingestión.

Variable	Valor	
CW, mg/L	0,0003332	
IR, L/d	2	
EF, d/año	365	
ED, años	72,8	
AT, d	26572	
BW, Kg	65	Hombres
	60	Mujeres
SP, Kg-d/mg	0,0061	

Riesgo por Inhalación:

$$Riesgo_{Inhalación} = CDI_{Inhalación} * SP$$

$$CDI_{Inhalación} = \frac{C_{aire} * VR * EF * ET * ED}{AT * BW}$$

$$C_{aire} = \frac{(Y_s(t) + Y_{si})}{2}$$

Las ecuaciones usadas para el cálculo de $Y_s(t)$ se detallan a continuación

$$Y_s(t) = [1 - \exp(-bt)] \left(\frac{a}{b} \right) \quad (29)$$

$$a = \frac{\{Q_L CW[1 - \exp(-N)] + Q_G\}}{V_s} \quad (30)$$

$$b = \frac{\left\{\left(\frac{Q_L}{H}\right)[1 - \exp(-N)] + Q_G\right\}}{V_s} \quad (31)$$

Donde Q_L es la razón de flujo de agua (asumida de 10 L/min), Q_G es el flujo de aire (50 L/min) (Little, 1992), V_s es el volumen del baño (asumido de 2,43 m³), H es la constante de Henry (0,12 para el cloroformo) (RAIS, 2005), y N es un coeficiente adimensional calculado de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$N = \frac{K_{OL}A}{Q_L} \quad (32)$$

Donde $K_{OL}A$ es el coeficiente de masa total del cloroformo (7,4 L/min) (Little, 1992).

El resumen de las variables usadas para el riesgo por inhalación se describen en la siguiente Tabla:

Tabla 4.4: Variables para cálculo de Riesgo por Inhalación.

Variable	Valor	
$K_{OL}A$, L/min	7,4	
Q_L , L/min	10	
V_s , m ³	2,43	
H_{CHCl_3}	0,12	
CW , mg/L	0,0003332	
Q_G , L/min	50	
Y_{si} , mg/L	0	
VR , L/min	14	Hombres
	11	Mujeres
BW , Kg	65	Hombres
	60	Mujeres
EF , d/año	365	
ED , años	72,8	
ET , min/d	10	
AT , d	26572	
SP , Kg-d/mg	0,0305	

Riesgo por Absorción Dérmica:

La absorción dérmica diaria es calculada utilizando la ecuación presentada por Lee *et al.* (2006).

$$Riesgo_{Absorción\ dérmica} = CDI_{Absorción\ dérmica} * SP$$

$$CDI_{\text{Absorción dérmica}} = \frac{CW * PC * SA * EF * ET * ED}{AT * BW}$$

SA es el área superficial de la piel (m²) la cual es calculada de acuerdo a la ecuación desarrollada por USEPA (1997).

$$SA = \frac{4BW + 7}{BW + 90} \quad (33)$$

Tabla 4.5: Variables para cálculo de Riesgo por Absorción Dérmica.

Variable	Valor	
CW, mg/L	0,0003332	
PC, m/min	$1,43 * 10^{-06}$	
EF, d/año	365	
ED, años	72,8	
ET, min/d	10	
AT, d	26572	
BW, Kg	65	Hombres
	60	Mujeres
SP, Kg-d/mg	0,0805	

El riesgo total tiene en cuenta el riesgo por ingestión, inhalación y absorción dérmica; son aditivos y el total se determinó por la Ecuación 15.

$$Riesgo\ Total\ (R_T) = Riesgo_{\text{Ingestión}} + Riesgo_{\text{Inhalación}} + Riesgo_{\text{Absorción dérmica}}$$

V. RESULTADOS Y DISCUSIONES

En éste capítulo se presentan los resultados de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial obtenidos en los diferentes experimentos realizados con el fin de observar la formación de trihalometanos y ácidos haloacéticos según las condiciones de operación variadas, además de estimar el posible riesgo de desarrollo de cáncer mediante los vectores de exposición a los subproductos de la desinfección.

5.1. BASE DE DATOS

A continuación se presenta la tabla resumen con promedios de los parámetros fisicoquímicos que presentan diferentes fuentes de agua superficiales tomados de estudios realizados durante el periodo 2003 al 2008.

Tabla 5.1: Valores Promedios de Parámetros en Agua Superficial (2003 - 2008).

Parámetro	AS	AC	AP
Temperatura, °C	24,33	24,81	24,71
pH	7,36	7,02	6,87
Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$	228,68	253,53	239,65
Turbiedad, NTU	18,08	2,95	0,99
Color, mg/L Pt-Co	67,70	13,25	9,32
TOC, mg/L	8,84	4,57	3,48
DOC, mg/L	7,05	3,59	2,38
UV ₂₅₄ , 1/cm	0,13	0,07	0,03
SUVA, L/mg - cm	4,40	2,16	2,09

AS: Agua Superficial; AS: Agua Clarificada; AP: Agua Potable

En la Tabla 5.1 Se puede observar que el agua destinada para el consumo presenta un valor casi neutro de pH, la turbiedad y el color también se encuentran dentro de los rangos permitidos por la norma regional para el consumo de agua, no así el valor del SUVA el cual es superiores a 4 L/mg-m, dicho valor muestra la presencia de materia orgánica hidrófoba de alto peso molecular.

5.2. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA CRUDA

Los parámetros para la cuantificación de NOM, TOC, DOC, UV₂₅₄, SUVA y color, fueron medidos del agua provenientes de los dos muestreos efectuados para la realización de ésta tesis En la Tabla 5.2 se presentan los resultados promedios de los análisis correspondientes. Los métodos utilizados en el laboratorio son los expresados previamente en la Tabla 4.1.

Tabla 5.2: Resultados Promedios de Calidad de Agua.

VALORES INICIALES				
	M1	M2	M3	M4
pH	7,68	7,29	7,36	7,35
Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$	328,50	340,50	337,00	335,50
SD, mg/L	161,00	167,00	165,00	164,00
Turbiedad, NTU	14,65	0,75	0,70	0,65
Color, mg/L Pt – Co	17,00	0,50	0,50	0,00
UV254, cm-1	0,36	0,12	0,11	0,06
THM, ppb CHCl_3	2,67	0,00	0,17	0,17
DQO, mg/L	103,50	55,50	93,75	8,75
DQO (filt), mg/L	BR	BR	BR	BR
DOC, mg/L	34,47	18,48	12,49	5,83
TOC, mg/L	38,30	20,54	13,88	6,48
SUVA, L/mg-m	0,0046	0,0028	0,0037	0,0070
M1: Agua Cruda; M2: Agua Sedimentada; M3: Agua Filtrada; M4: Agua Desinfectada; BR: Bajo Rango				

Se puede observar que los datos de turbiedad, así como color real en el agua cruda presentaron valores elevados, con concentraciones de 14,65 NTU, 17 mg/L Pt-Co respectivamente; dichos valores exceden los establecidos por las normas de calidad de agua, ya que siendo una fuente de agua superficial puede esperarse que se obtengan valores altos; el color es un parámetro que nos sirve como indicador de la presencia de NOM en el agua. En el caso del valor de la conductividad se encuentra dentro del rango permitido por las normas ($400 \mu\text{S}/\text{cm}$), al igual que los STD debido a que estos se relacionan entre sí.

En el caso del agua desinfectada los datos obtenidos se encuentran dentro de los rangos establecidos para el agua de consumo humano según las normas de calidad del agua CAPRE, 1994 (Anexo C) y Normas Técnicas para el Diseño de Abastecimiento y Potabilización del Agua, NTON 09 003-99, 1999 (Anexo D). Para la turbiedad se aprecian generalmente valores adecuados.

Para el Carbono Orgánico disuelto se obtuvo un valor permisible de 5,83 mg/L según el rango máximo o admitido (2,0 – 15,0 mg/L, reportado por Hepplewhite *et al*, 2004). Los valores de DOC indican que la materia orgánica presente es del tipo húmico.

En la evaluación de THM, se encontró una disminución en la concentración en cada etapa del proceso de potabilización. En el agua cruda se obtuvo una concentración de 2.67 $\mu\text{g}/\text{L}$ esto es debido a que el agua pasa por un proceso de pre-cloración antes de entrar a la potabilización, en esta etapa se le adiciona una pequeña cantidad de cloro, el cuál

reacciona con la NOM antes del tratamiento convencional, para hacer más fácil su tratamiento debido al alto grado de contaminación.

5.3. INFLUENCIA DE LA VARIACIÓN DE CONDICIONES DE OPERACIÓN EN LA FORMACIÓN DE THM

En las Tablas 5.3, 5.4, 5.5 se muestran los resultados obtenidos de los experimentos realizados con distintas variaciones tales como pH, dosis de cloro, temperatura y el tiempo de reacción del agua con el cloro, esto para analizar la influencia que tienen los factores antes mencionados en la formación de THM en el agua superficial. Se obtuvo como promedio una concentración de 15,245 µg/L, y un valor máximo de 55,186 µg/L.

Tabla 5.3: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 24 hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	22,167	17,352	10,204	2,537	1,834	20,445	2,630	1,148	1,964
1	28,741	10,518	17,889	4,037	15,667	6,111	3,206	1,000	4,001
2	32,722	12,759	11,025	0,167	0,463	0,148	1,185	0,741	0,000
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	39,414	34,153	19,917	3,857	23,338	4,136	6,983	3,556	0,593
1	39,176	43,921	28,551	13,020	2,912	20,982	1,834	4,908	2,334
2	55,186	26,555	20,154	35,005	20,232	2,040	6,111	39,889	5,316

Tabla 5.4: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 12 hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	10,885	22,563	22,897	10,110	5,009	11,780	2,838	14,155	3,988
1	7,138	36,098	23,013	12,138	3,283	17,826	31,352	36,676	3,376
2	19,693	11,254	33,203	14,822	27,410	17,438	13,152	15,602	12,170
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	24,562	32,756	44,374	15,979	25,956	23,629	14,220	22,050	24,071
1	29,742	37,690	31,436	15,145	24,833	22,291	0,593	17,178	17,953
2	23,512	35,245	43,028	18,248	15,787	24,797	21,252	5,138	19,088

Tabla 5.5: Concentraciones de THM Obtenidos en Incubación de 6 hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	21,195	21,564	12,127	7,894	4,500	7,000	13,508	33,457	10,779
1	12,946	17,931	8,500	4,500	1,000	12,303	2,000	3,500	7,574
2	15,006	17,000	14,500	10,805	8,577	7,000	10,858	23,346	13,348
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0.5	11,00	47,26	13,50	8,500	5,500	21,716	14,089	0,000	13,352
1	9,50	18,50	35,87	12,00	5,000	2,000	8,500	5,500	4,000
2	6,50	18,00	7,50	4,000	4,000	27,933	5,577	30,165	2,500

En las tablas anteriores se puede observar que las concentraciones más altas de THM se encuentran en el agua cruda y a una temperatura de 35 °C, esto debido a que una temperatura más alta favorece la velocidad de reacción entre el cloro residual y la NOM.

El pH es una medida que condiciona las características de las reacciones químicas responsables de la formación de los DBP, por lo tanto los valores altos de pH favorecen la formación de THM, tal y como se puede apreciar en las tablas. De igual manera se puede ver que las mayores concentraciones se encuentran al aumentar el tiempo de contacto.

Las concentraciones de los ácidos haloacéticos fueron calculadas mediante las ecuaciones presentadas en el apartado 3.6.2. Los resultados se presentan como una sumatoria de los cinco ácidos (ácido monocloraacético, ácido monobromoacético, ácido dicloroacético, ácido dibromoacético, ácido bromocloroacético).

De los datos obtenidos, la concentración promedio es de 695,84 µg/L con un mínimo de 183,44 µg/L y un máximo de 2755,3 µg/L. Según EPA (1999), el nivel máximo de contaminación por HAA₅ es de 0,060 mg/L (60 µg/L) por lo cual sabemos que los valores obtenidos de los cálculos no son aceptables. La tabla resumen de los resultados de la formación de HAA se presentan en el Anexo B.

5.3.1. Efectos de la Variación del pH

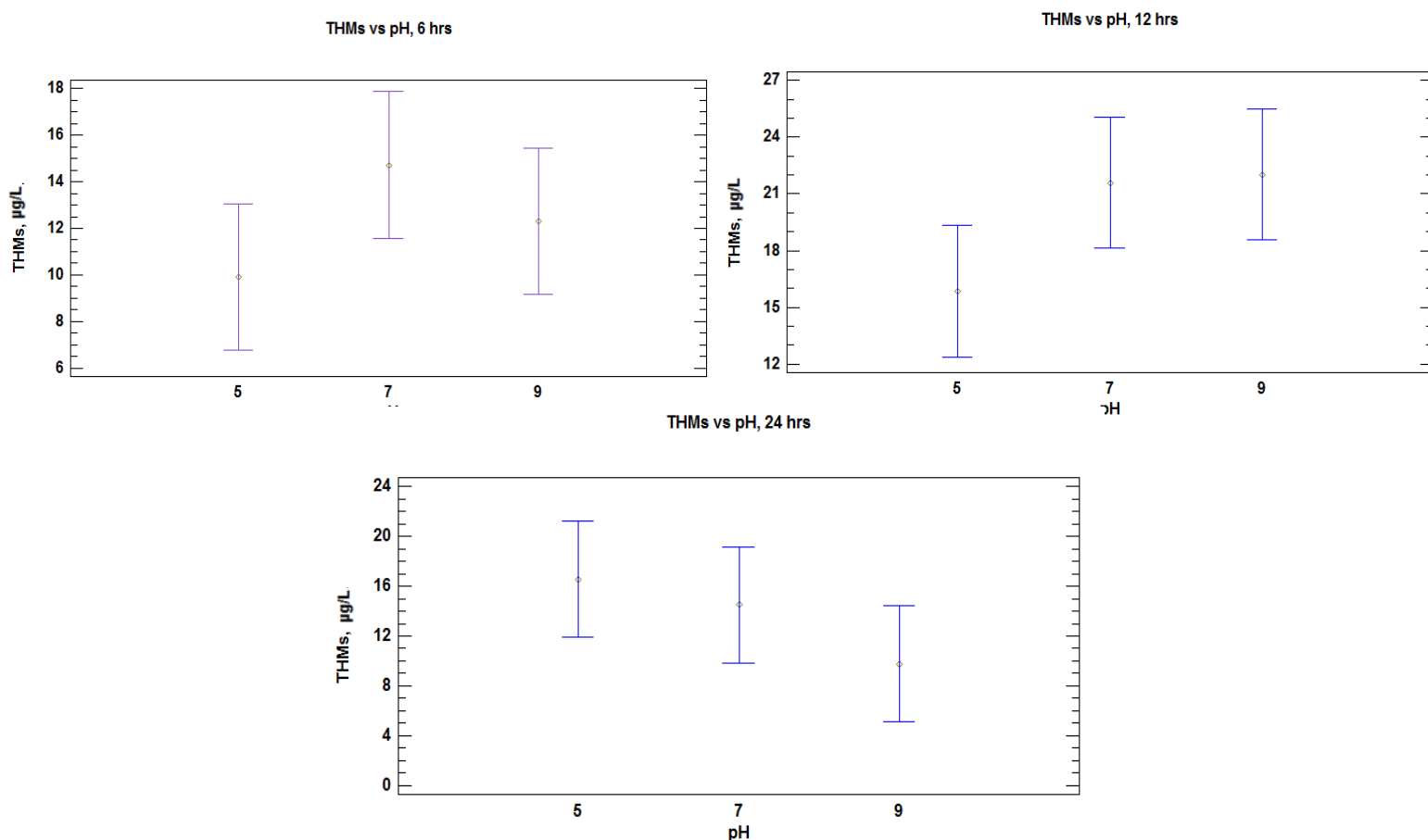


Figura 5.1: Influencia del pH en la Formación de THM.

La reacción responsable de la formación de los THM se lleva a cabo en dos etapas. Por una parte, la cinética de la primera etapa es favorecida por la presencia de la forma no ionizada del HOCl en pH ácido; por otra, la segunda etapa es una hidrólisis catalítica en medio básico, favorecida cuando el pH es más alto. Al final, la segunda etapa es la determinante, la formación de los THM será favorecida en un pH elevado (Krasner, 1999).

Debido a que en un pH bajo la hidrólisis es muy lenta para completar la halogenación, a mayor tiempo el pH 5 es el que incide en una mayor formación de THM como puede observarse en la gráfica para 24 hrs.

En la Figura 5.2 se aprecia la formación en función del pH para HAA₅, presenta el comportamiento descrito en la teoría, a diferencia de los THM la formación de HAA es mayor a niveles bajos de pH. Las concentraciones máximas de HAA₅ se dan en los pH 5 y 7 mientras que a pH más altos se inhibe la formación.

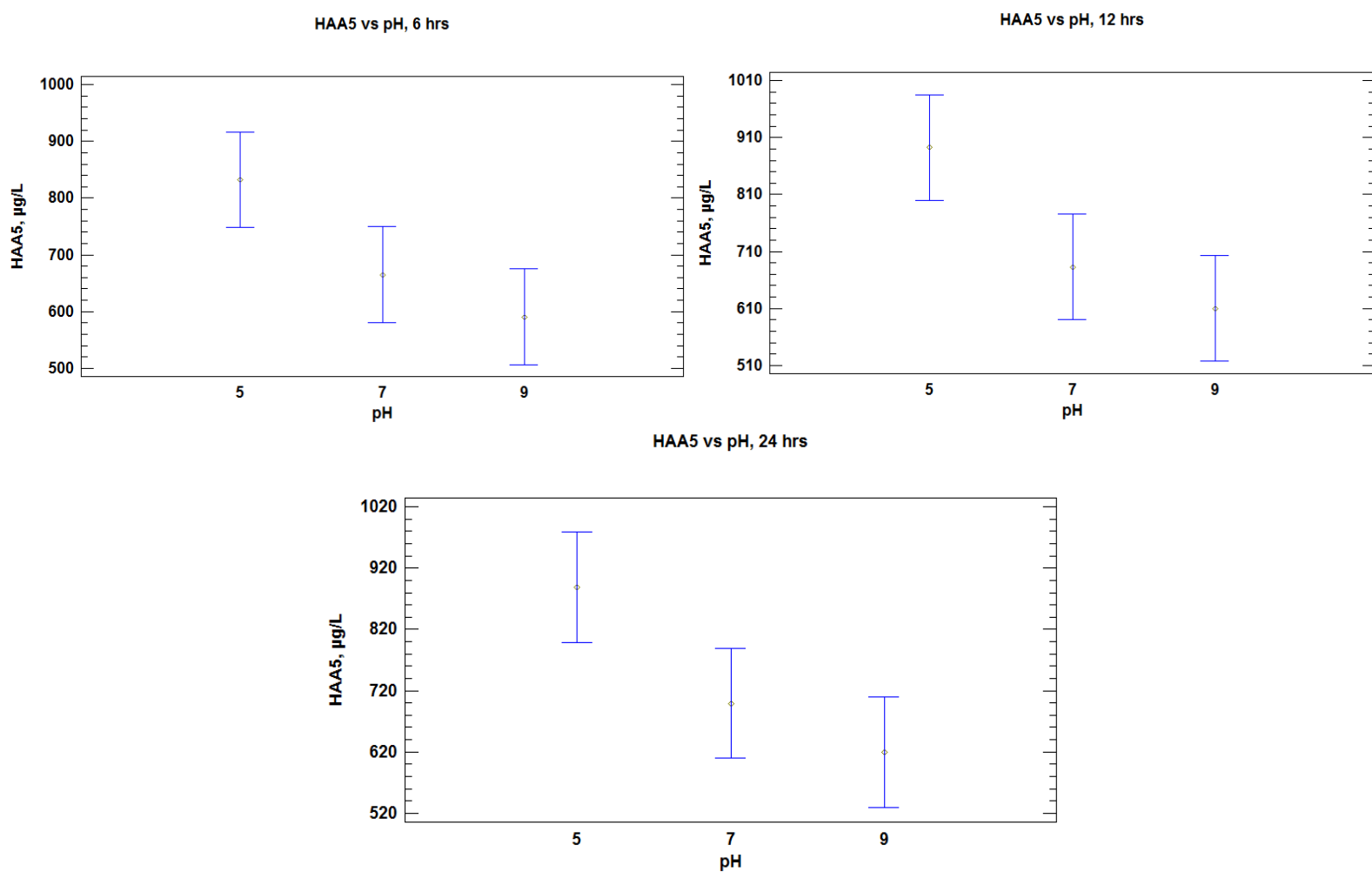
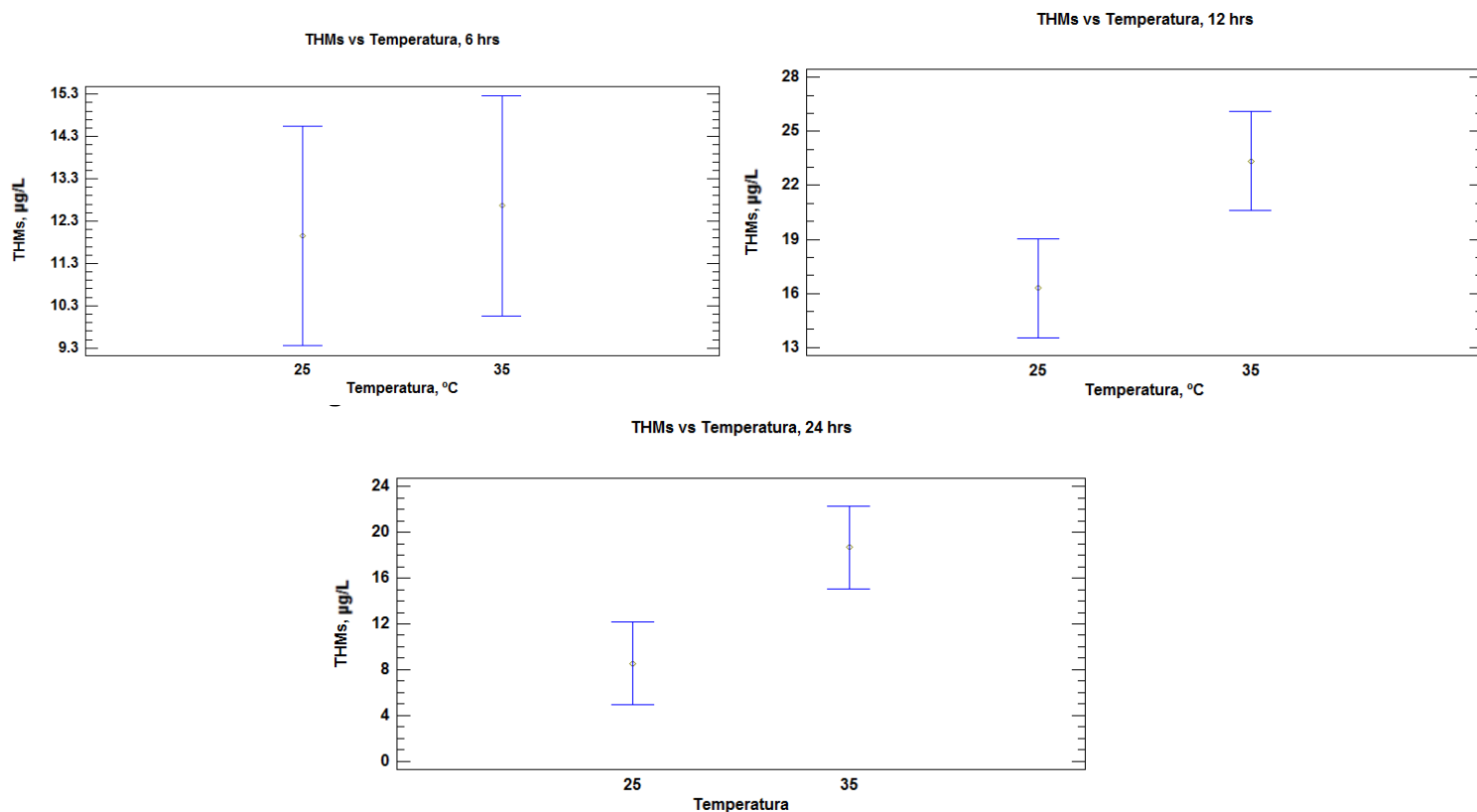


Figura 5.2: Influencia del pH en la Formación de HAA₅.

5.3.2. Efectos de la Variación de Temperatura

Según las Figuras 5.3 y 5.4 se puede observar que un aumento de temperatura conlleva de igual manera a un incremento en la formación de THM y HAA₅, esto porque el cloro es más efectivo a mayores temperaturas, resultando en reacciones químicas más rápidas. También, a altas temperaturas es un desinfectante más efectivo debido a la cinética del proceso de desinfección.



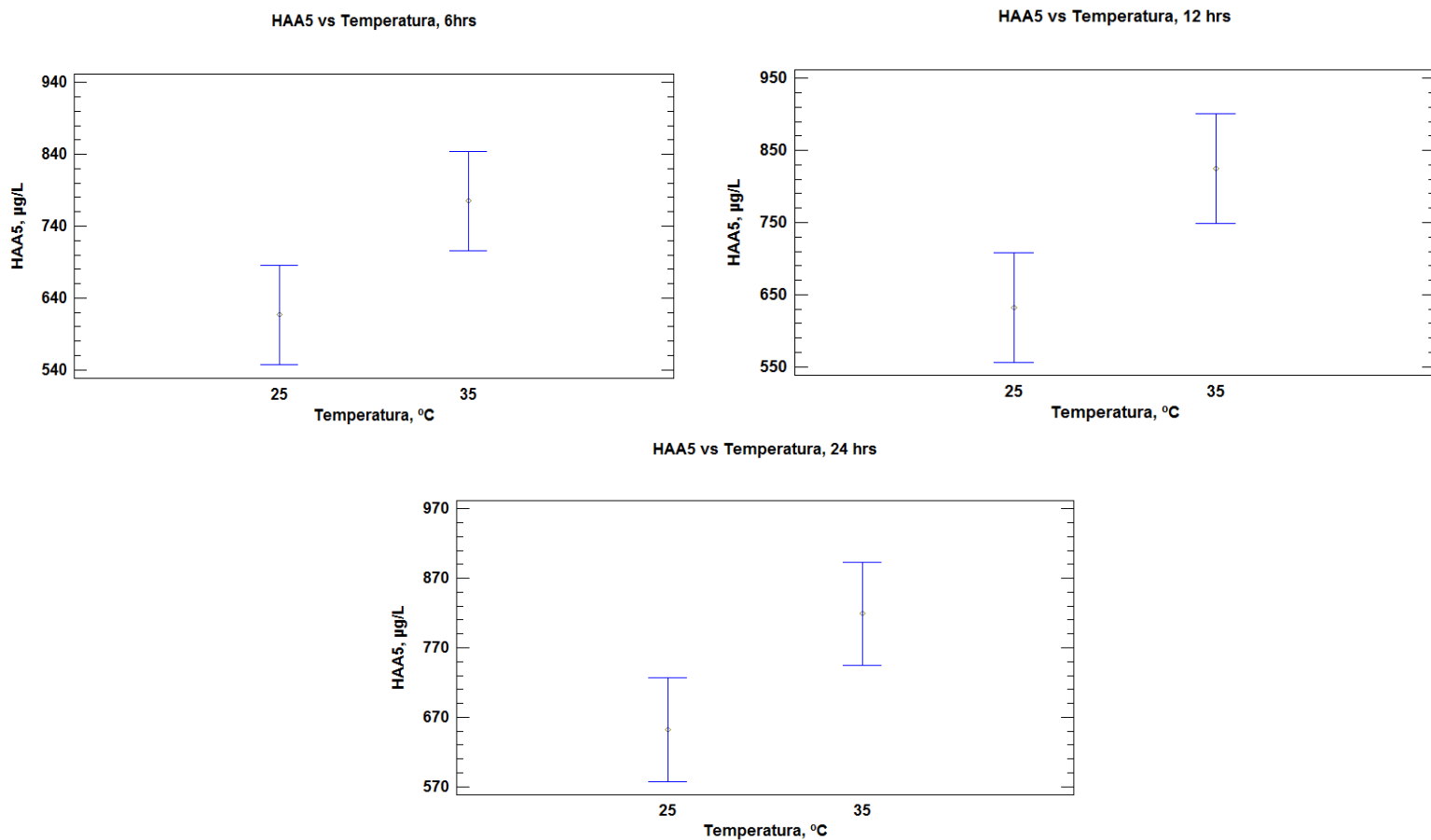


Figura 5.4: Influencia de la Temperatura en la Formación de HAA5.

5.3.3. Efectos de la Variación de Dosis de Cloro

El cloro añadido al agua se combina inmediatamente con la materia orgánica, es por esto que a 0,5 mg/L de concentración de cloro se da la máxima formación de THM y luego va disminuyendo con el tiempo. Debido a que en el sistema de potabilización nacional casi no hay tiempo de residencia o contacto con el cloro, existe un mayor riesgo de formación de THM.

Sin embargo, a diferencia de los THM, la formación de HAA₅ tuvo un comportamiento distinto, ascendiendo de la menor a la mayor dosis de cloro para los tres tiempos de incubación.

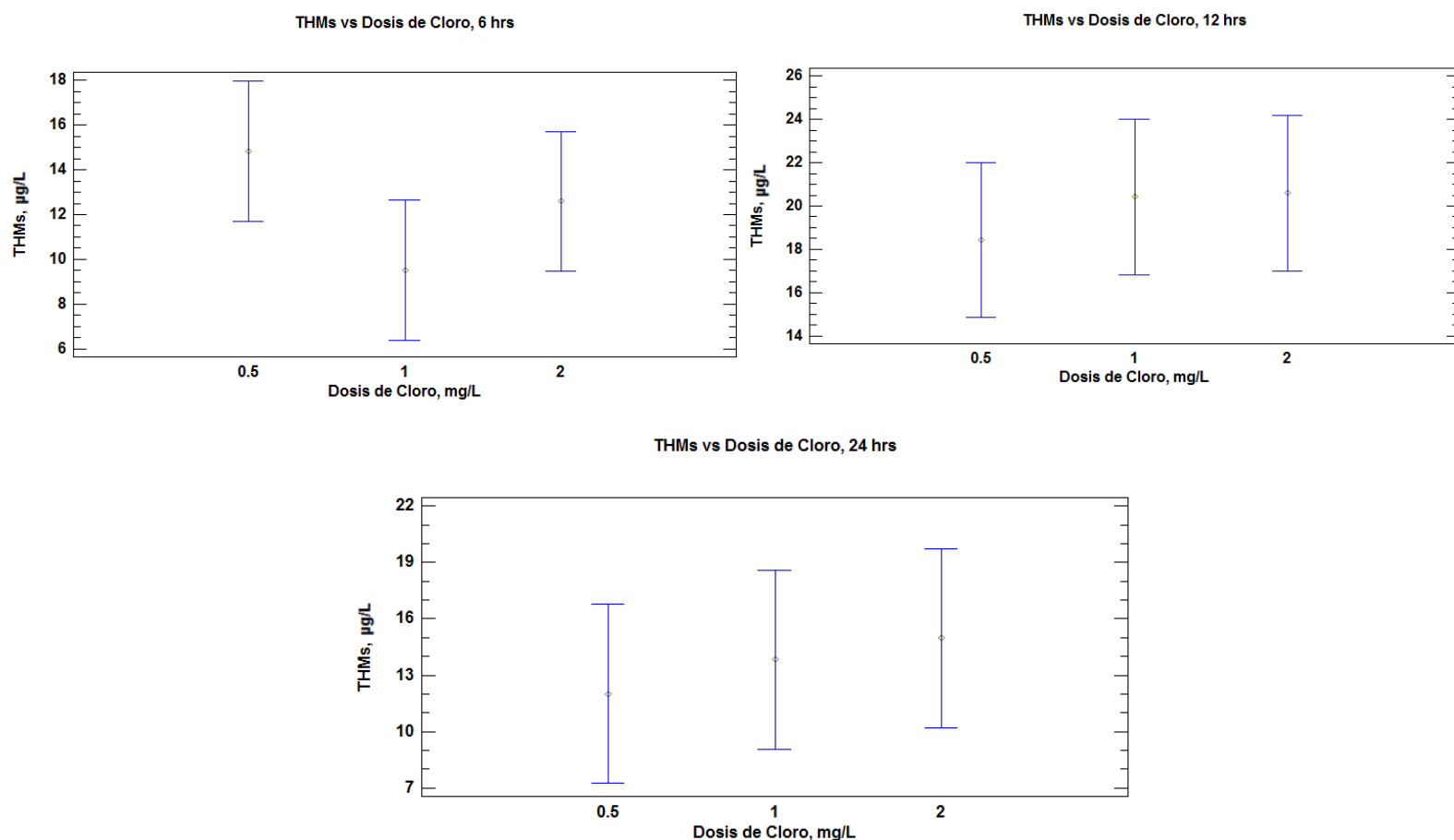


Figura 5.5: Influencia de Dosis de Cloro en la Formación de THM.

Una mayor dosis de cloro favorecerá la formación de HAA en lugar de THM, como puede apreciarse en la Figura 5.6, así como también la formación de subproductos clorados es mayor respecto a la de los subproductos bromados.

Al haber una gran cantidad de cloro residual, los DBP se seguirán formando a lo largo de la red de distribución, es por esto que a mayor dosis se obtuvieron concentraciones más altas tanto para THM como para HAA₅.

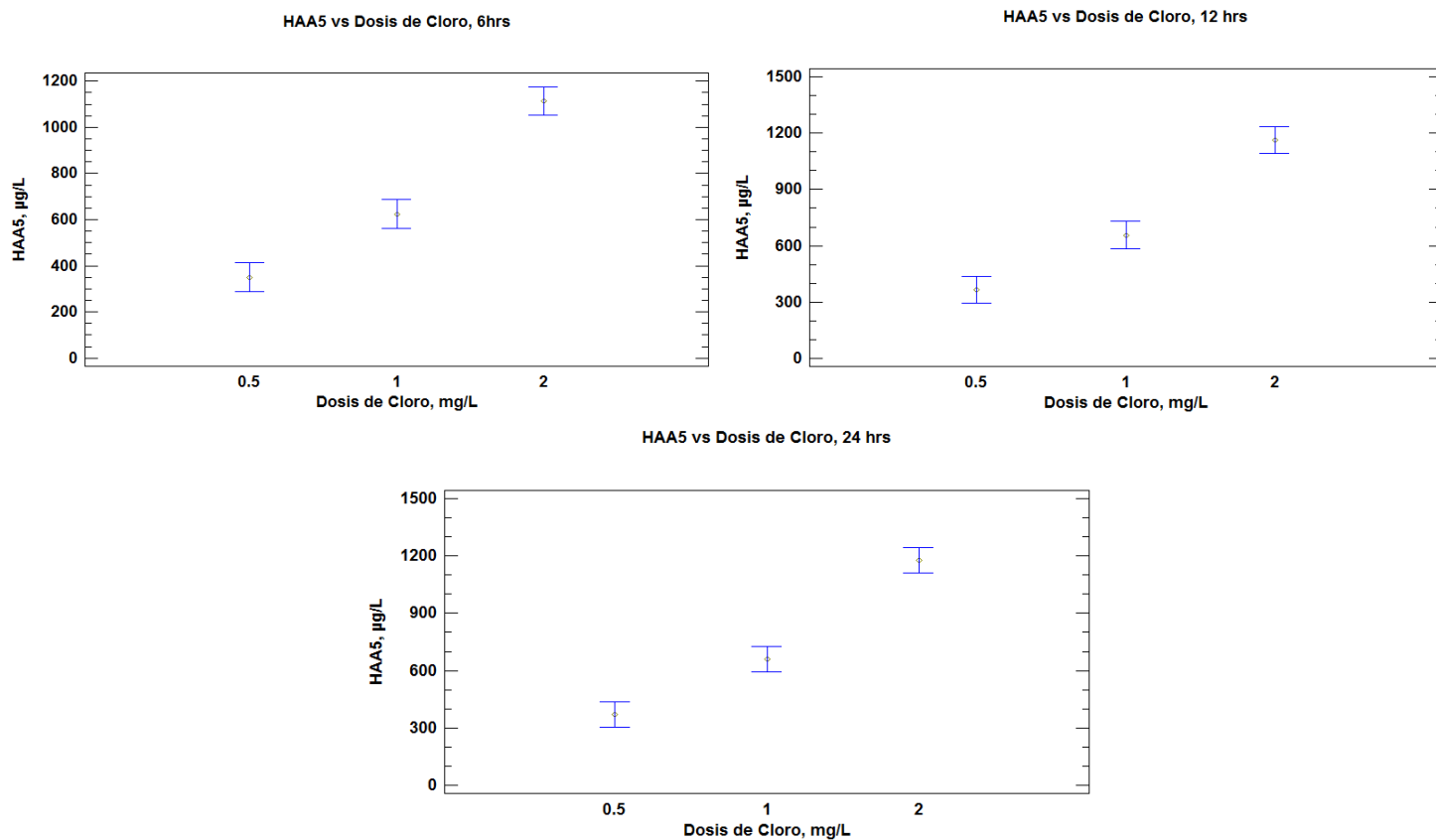


Figura 5.6: Influencia de Dosis de Cloro en la Formación de HAA5.

5.3.4. Efecto de la Variación del Tiempo de Contacto

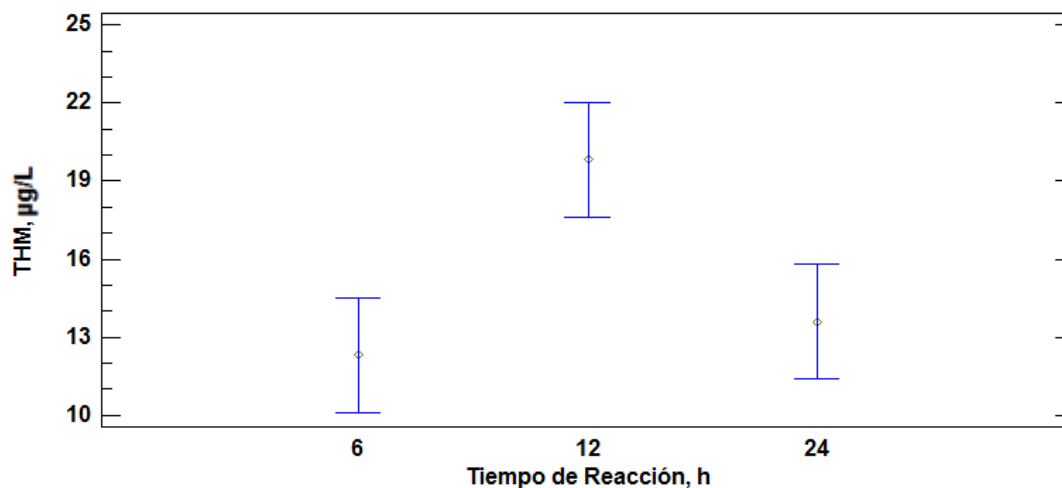


Figura 5.7: Influencia del Tiempo de Reacción en la Formación de THM.

El tiempo de contacto entre el desinfectante y la NOM, que corresponde al tiempo de permanencia del agua tratada en la red de distribución, es un parámetro fundamental de la formación de los DBP.

Como la reacción del cloro con los precursores sigue produciéndose hasta que no quede cloro residual libre en la red de distribución, se formarán más subproductos de la desinfección en la medida en que el tiempo de permanencia del agua sea mayor (Rodríguez & Sérodes, 2005).

Sin embargo, la formación de los THM en función del tiempo no es lineal (Urano *et al.*, 1983) pues una cantidad importante se forma en la planta de tratamiento y en el comienzo de la red de distribución; además, la reacción disminuye con el tiempo. La baja formación de THM a 24 hrs se puede atribuir al poco cloro residual disponible para la reacción. A mayor tiempo de contacto, se puede observar una mayor concentración de HAA₅, Figura 5.8, no obstante se aprecia que la cinética de su formación disminuye con el tiempo.

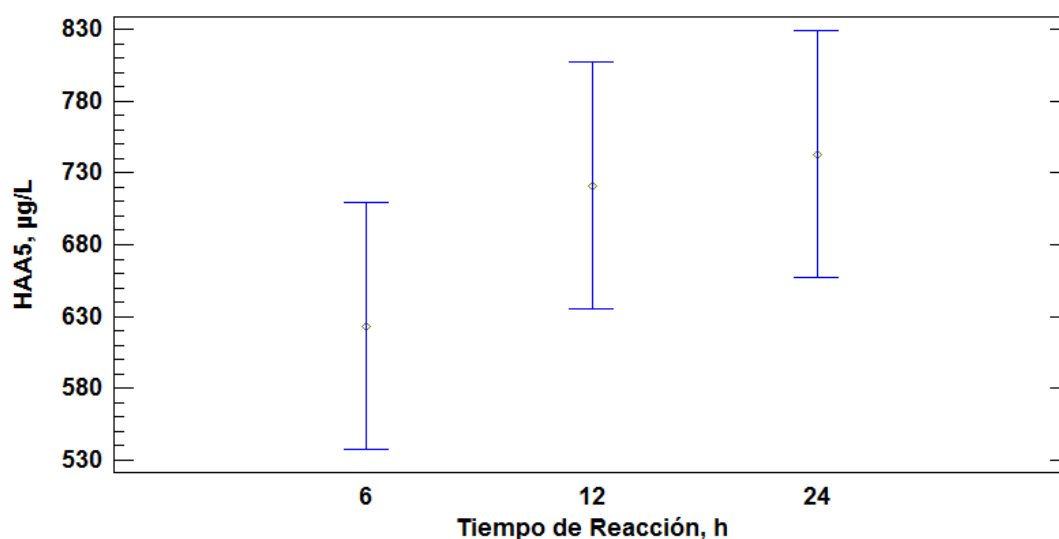


Figura 5.8: Influencia del Tiempo de Reacción en la Formación de HAA₅.

5.3.5. Interacción entre los parámetros

La Tabla 5.6 presenta un resumen de la interacción entre las condiciones de operación para la formación de THM.

Tabla 5.6: Valor-p para la interacción entre los factores.

INTERACCIONES	Valor-P
AB	0,2094
AC	0,0000
AD	0,1516
BC	0,8281
BD	0,8921
CD	0,8441
ABC	0,0899
ABD	0,2904
ACD	0,1504
BCD	0,9692

A: Tiempo de Reacción; B: Dosis de Cloro; C: Temperatura; D: pH

Puesto que un solo valor-P es menor que 0,05, tiempo de reacción + temperatura (AC), éstos factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la formación de THM con un 95.0% de nivel de confianza. Las gráficas que muestran las interacciones se presentan en el Anexo E.

5.4. CÁLCULO DE TRIHALOMETANOS TOTALES

Los resultados obtenidos de manera experimental son en unidades de ppb CHCl_3 por lo cual se calcularon las concentraciones de trihalometanos totales utilizando las Ecuaciones 6, 7 y 8, para las demás especies y la Ecuación 9 para las concentraciones totales.

En las Tablas 5.7, 5.8 y 5.9 se presentan los resultados finales según tiempo de reacción. En el Anexo F se presentan las Tablas resumen de las concentraciones de bromodicloroetano, dibromocloroetano y bromoformo.

Tabla 5.7: TTHM a 6 hrs de incubación, $\mu\text{g/L}$.

Dosis Cl_2 , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	26,677	26,019	16,164	12,325	8,198	10,314	17,324	36,627	13,611
1	31,405	33,523	23,763	20,337	13,937	24,533	15,421	14,785	17,773
2	272,394	875,153	2686,075	149,696	400,589	1070,659	68,411	90,960	114,994

Dosis Cl_2 , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	18,160	53,173	18,769	14,290	10,272	25,948	18,949	4,009	16,934

1	32,610	37,747	53,671	32,027	22,365	16,984	25,257	19,576	16,707
2	123,036	213,681	457,321	92,734	123,466	268,860	75,959	108,564	113,841

Tabla 5.8: TTHM a 12 hrs de incubación, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	17,515	27,977	27,808	15,748	9,621	15,845	6,760	17,366	6,933
1	29,307	55,101	40,797	31,421	19,429	32,795	45,171	47,700	13,599
2	319,112	1133,938	3072,523	188,990	561,418	1426,566	65,930	63,278	75,634
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	32,182	39,576	49,860	21,616	30,685	27,935	18,975	25,970	27,678
1	54,618	58,475	50,577	34,989	41,462	37,278	17,684	30,797	30,606
2	133,959	191,471	345,129	97,700	208,906	141,316	86,360	62,878	92,155

Tabla 5.9: TTHM a 24 hrs de incubación, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	30,318	23,983	16,035	9,045	7,227	25,209	7,857	5,317	5,696
1	55,834	33,452	39,645	26,596	34,415	23,614	21,074	15,430	16,968
2	402,749	1290,901	3301,316	183,867	579,359	1420,437	70,248	72,806	97,056
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	49,579	43,078	26,918	11,424	29,615	9,638	13,340	8,740	5,223
1	71,368	70,687	52,401	38,909	24,586	41,149	24,068	22,807	18,425
2	208,157	255,564	448,389	142,123	144,144	188,385	91,187	125,737	115,007

El límite máximo permitido según USEPA (1999) es de 0,80 mg/L (80 µg/L). Según los cálculos realizados se tiene un promedio de 150,122, 173,317, 186,983 µg/L para 6, 12 y 24 hrs de incubación, respectivamente. De los datos globales se obtuvo un mínimo de 4,009 µg/L y una concentración máxima de 3301,31 µg/L. La mayoría de los valores obtenidos sobrepasan el límite establecido en el agua de consumo.

5.5. EVALUACIÓN DEL RIESGO TOTAL DE DESARROLLO DE CÁNCER

Tomando en cuenta los valores planteados en las Tablas 4.3, 4.4 y 4.5 se calcularon los parámetros necesarios para la obtención de cada indicador de riesgo.

Tabla 5.10: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Ingestión.

Variable	Valor Obtenido
CDI _{ingestión} , mg/Kg-d	8,2026 * 10 ⁻⁶ Hombres
	8,8861 * 10 ⁻⁶ Mujeres

Tabla 5.11: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Inhalación.

Variable	Valor Obtenido
N	0,74
b	38,507753
a	20,576849
Ys(t), mg/L	0,534356
C _{aire} , mg/L	0.267
CDI _{inhalación} , mg/Kg-d	0,5754603 Hombres
	0,6234153 Mujeres

Tabla 5.12: Variables Necesarias para el Cálculo de Riesgo por Absorción Dérmica.

Variable	Valor Obtenido
SA, m ²	1,723 Hombres
	1,647 Mujeres
CDI _{AD} , mg/Kg-d	1,30699 * 10 ⁻¹⁰ Hombres
	1,4159 * 10 ⁻¹⁰ Mujeres

En la Tabla 5.13 se pueden apreciar los resultados del cálculo del riesgo por ingestión, inhalación y absorción dérmica, cuya metodología se expresó en el capítulo anterior, en ellos se puede apreciar que, debido a un menor peso corporal, el riesgo por ingestión y absorción dérmica es mayor en las mujeres.

Tabla 5.13: Resultados obtenidos del cálculo de riesgo.

	Hombres	Mujeres
Ingestión	$5,004 * 10^{-8}$	$5,42 * 10^{-8}$
Inhalación	0,020	0,017
Absorción Dérmica	$1,052 * 10^{-11}$	$1,14 * 10^{-11}$
Riesgo Total	$1,998 * 10^{-2}$	$1,70 * 10^{-2}$

El mayor aporte al riesgo total es por Inhalación, esto debido a que el cloroformo se caracteriza por ser un compuesto orgánico volátil. Debido a que la tasa de ventilación es menor para las mujeres, el riesgo es mayor en los hombres.

Según la Organización Mundial de la Salud (2011), el posible riesgo de cáncer máximo por exposición a productos de la desinfección es de $1 * 10^{-5}$ lo cual indica que la sumatoria de los valores obtenidos excede el valor guía establecido.

VI. CONCLUSIONES

El agua proveniente de los muestreos fue analizada para determinar el cumplimiento de las normas de calidad establecidas por CAPRE y NTON dando como resultados valores bajo los rangos establecidos por los dos antes mencionadas, exceptuando los parámetros de color y turbiedad que fueron un poco mayores (17 mg/L Pt-Co y 14,65 NTU respectivamente) para agua cruda.

En las variaciones de las condiciones de operación a nivel estadístico se pudo observar que la temperatura es el parámetro de mayor influencia en la formación de trihalometanos debido al aumento de la cinética de la reacción y por tanto se obtuvieron las mayores concentraciones a 35 °C. La evaluación de las concentraciones de THM se realizó de forma experimental obteniendo un valor promedio de 15,245 µg/L que está por debajo del valor establecido en las normas.

Las concentraciones de ácidos haloacéticos se obtuvieron mediante el uso de ecuaciones matemáticas tomando en cuenta datos experimentales como UV, TOC y condiciones de operación. Los resultados fueron comparados con el valor máximo establecido por USEPA (60 µg/L) como una sumatoria de los cinco ácidos (HAA₅) obteniendo un valor promedio de 695,84 µg/L. Se mostró un comportamiento contrario a los THM en función de la variación del pH ya que se dio una mayor formación de HAA₅ a pH 5.

Las concentraciones obtenidas en el análisis de la formación de THM fueron la base para el cálculo del riesgo de desarrollo de cáncer. Con el valor promedio se calculó el posible riesgo de desarrollo de cáncer dando como resultado un valor de $1,988 \times 10^{-2}$ y $1,70 \times 10^{-2}$, para hombres y mujeres respectivamente, teniendo la mayor incidencia en éste resultado el riesgo por inhalación en ambos géneros. Ambos resultados sobrepasan el límite máximo de 1×10^{-5} establecido por la OMS.

VII. RECOMENDACIONES

Se debe considera implementar un proceso de coagulación mejorada ya que es altamente recomendable para la eliminación de TOC. Esta es una alternativa viable debido a que no implica grandes costos de implementación sólo genera gastos por mayor consumo de coagulante y alcalinizante.

Se recomienda mantener un pH 7 debido a que se genera una mayor formación de THM que se pueden eliminar por medio de aireación debido a que son compuestos orgánicos volátiles.

Garantizar una mayor eficiencia en la remoción de materia orgánica realizando mediciones periódicas de TOC y UV 254 en las etapas de la potabilización para reducir la presencia de sustancias húmicas previo a la desinfección.

Realizar estudio de la formación de subproductos de la desinfección en época seca, para complementar el estudio debido a que los muestreos fueron realizados en época lluviosa, ya que hay una menor carga orgánica y poder observar de esa manera la incidencia en el riesgo.

Profundizar en el estudio de HAA, su influencia en la salud humana y el aporte al posible riesgo de desarrollo de cáncer debido a que los modelos matemáticos utilizados es esta tesis son empíricos.

Llevar a cabo un estudio sobre el posible riesgo de desarrollo de cáncer que presentan los niños producto de la exposición al agua potable.

VIII. ABREVIATURAS Y SIGLAS

AWWARF	Fundación de Investigación de la Asociación Estadounidense de Obras de Agua
BOM	Materia Orgánica Biogénica
CAPRE	Comité Regional de Institución de Agua Potable y Saneamiento para América Central, Panamá y República Dominicana
DBP	Subproductos de la Desinfección
DOC	Carbono Orgánico Disuelto
DOM	Materia Orgánica Disuelta
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EfOM	Materia Orgánica Efluente
FA	Ácidos Fúlvicos
HA	Ácidos Húmicos
HAA	Ácidos Haloacéticos
HS	Sustancias Húmicas
INAA	Instituto Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados
NOM	Materia Orgánica Natural
NTON	Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense
OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
pH	Potencial Hidrógeno
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua Potable
SMP	Subproductos Microbianos Solubles
STD	Sólidos Totales Disueltos
SUVA	Absorbancia Ultravioleta Específica
THM	Trihalometanos Totales
THMFP	Potencial de Formación de Trihalometanos
TOC	Carbono Orgánico Total
USEPA	Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos
UV ₂₅₄	Absorbancia Ultravioleta a 254 nm

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Puebla R., Valenzuela, C. y Garrido, J., (2006). Theoretical study on Fulvic Acid Structure, Conformation and Aggregation. A molecular modelling approach. *Science of the Total Environment*, 358: 243-254.
- Antonio, (2007). Análisis de agua. Obtenido de Universidad Politécnica de Cartagena. Recuperado de https://www.upct.es/~minaees/analisis_aguas.pdf
- Aráuz, M. y Castillo, V. (2008). *Determinación de la concentración de Trihalometanos producidos por reacción del cloro con la Materia Orgánica Nitrogenada en muestras de agua del Río Fonseca, Departamento de Boaco, en el período Enero - Marzo del 2008*. Tesis de Ingeniero en Calidad Ambiental. Universidad Centroamericana. Managua, Nicaragua.
- Arboleda, J. (1973). Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Lima, CEPIS, 558.
- Barquero, F. y Espinoza, L. (2010). *Remoción de materia orgánica en el agua cruda de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Juigalpa, 2010*. Tesis de Ingeniero en Calidad Ambiental. Universidad Centroamericana. Managua, Nicaragua.
- Barreto, P., (2009). Procedimiento de Muestreo de Agua Superficial. Facultad de Ciencias del Ambiente de la Universidad Nacional Santiago Antunez De Mayolo.
- Broecker, W.S. (1985). How to Build a Habitable Planet. *Eldigio Press*. Palisades, NY, 291.
- Broo, A.E., Berghult, B. and Hedberg, T. (1999). Drinking water distribution-The effect of natural organic matter (NOM) on the corrosion of iron and copper. *Water Science and Technology*, 40(9), 17-24.
- Broo, A.E., Berghult, B. and Hedberg, T. (2001). Drinking water distribution-Improvements of the surface complexation model for iron corrosion. *Water Science and Technology*. 1(3), 11-18.
- CAPRE, (1994). Normas de Calidad del Agua para el Consumo Humano.
- Cárdenas, Y. (2010). Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima. Recuperado de http://www.sedapal.com.pe/c/document_library

- Cedergren, M.I., Selbing, A.J., Löfman, O., and Källen, B.A. (2002). Chlorination byproducts and nitrate in drinking water and risk for congenital cardiac defects. *Environmental research*, 89(2), 124-130.
- Chow, C.W.K., van Leeuwen, J.A., Drikas, M., Fabris, R., Spark, K.M. and Page, D.W. (1999). The impact of the character of natural organic matter in conventional treatment with alum. *Water Science and Technology*, 40(9), 97-104.
- Chowdhury Zaid K. and Amy Gary L. (1999). Formation and Control of Disinfection By Products in Drinking Water, Chapter three: Modeling Disinfection By Products Formation, pp 53-64, American Water Works Association Research Foundation (AWWARF).
- Cruz, C.H., Torres, P., and Patiño, P.J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94.
- Fabris, R., Chow, C.W.K., Drikas, M. and Eikebrokk, B. (2008). Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Res.* 42(15), 4188–4196.
- Figueiredo, S., Vieira, R., Domingues, V., Vilaça, J., Silva, M., and Berenguel, A. (2012). Natural Organic Matter Fractionation, *Global NEST: the Int. J.*, 14(4). 399-406. Recuperado de http://journal.gnest.org/sites/default/files/Journal%20Papers/399406_828_Figueiredo_14-4.pdf
- Garcia, I. (2011). *Removal of Natural Organic Matter to reduce the presence of Trihalomethanes in drinking water: Removal of Natural Organic Matter from water in Nicaragua to reduce the Total Exposure Cancer Risk*. Doctoral Thesis, Royal Institute of Technology, KTH. Stockholm, Sweden.
- González, M. (2010). *Uso de Quitosana como coagulante alternativo en el tratamiento de agua potable en el Municipio de Boaco*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Gutiérrez, L. y Medrano, J. (2003). *Remoción de los Precursores de los Subproductos de la Desinfección en la Planta Potabilizadora de Boaco usando la Coagulación Mejorada*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.

- Hepplewhite, C.; Newcombe, G.; Knappe, D. (2004). NOM and MIB, Who wins in the competition for activated carbon adsorption sites. *Journal of Water Science and Technology*. 49(9): 257-265.
- Jermann, D., Pronk, W., Meylan, S. and Boller, M. (2007). Interplay of different NOM fouling mechanisms during ultrafiltration for drinking water production. *Water research*, 41(8), 1713-1722.
- Kimura, K., Hane, Y., Watanabe, Y., Amy, G. and Ohkuma, N. (2004). Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water. *Water Research*. 38, 3431-3441.
- Korshin, G. V., Li, C. W., and Benjamin, M. M. (1997). Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory. *Water Research*, 31(7), 1787-1795
- Krasner, S., Croué, J.P., Buffle, J., & Perdue, E.M. (1996). Three approaches for characterizing NOM. *American Water Works Association. Journal*, 88(6), 66
- Krasner, S. (1999). Chemistry of Disinfection By-products Formation. In: Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water. *American Water Works Association. Journal*, pp 27-51
- Lankes, U., Lüdemann, H., Frimmel, F., (2008). Search of basic relationships between molecular size and chemical structure of aquatic natural organic matter – answers from ^{13}C and ^{15}N CPMAS NMR spectroscopy. *Water Res.* 42, 1051-1060
- Lee H.K., Yeh Y.Y., and Chen W.M. (2006) Cancer risk analysis and assessment of trihalomethanes in drinking water. *Stoch Environ Res Risk Assess*, 21(1), 1-13
- Leenheer, J.A. and Croue, J.P. (2003). Characterizing Dissolved Aquatic Organic matter: Understanding the unknown structures is key to better treatment of drinking water. *Environmental Science and Technology*, 37(1), 19A-26A.
- Little, J.C. (1992) Applying the two-resistance theory to contaminant volatilization in showers. *Journal of Environ Science Technology*, 26, 1341 – 1350.
- Manual de Análisis de Agua. Segunda edición. (2000). Manual de Análisis de Agua.
- Marín, L. y Álvarez, R. (2006). *Caracterización del tipo y tamaño de partícula que más influye en la formación de Trihalometanos*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.

- Matus, R. (2003). *Disminución de los Subproductos de la Desinfección en la P.T.A.P de Santo Tomas Chontales a través de la Coagulación Mejorada*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Munguía, E. y Moncada, J. (2008). *Evaluación de la calidad del agua potable en cuatro Plantas Potabilizadoras de la región Boaco-Chontales para el periodo de tiempo 2003 - 2007*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Nieuwenhuijsen, M.J., Mark, J., Martinez, D. and Grellier, J. (2009). Chlorination disinfection by products in drinking water and congenital anomalies: Review and meta analyses. *Environmental Health Perspectives*, 117, 1486-1493.
- NTON 09 003-99 (1999). Normas Técnicas para el Diseño de Abastecimiento y Potabilización del Agua.
- Núñez, J. y Altamirano, A. (2004). *Evaluación de la eficiencia entre sulfato de aluminio y cloruro de hierro en el proceso de coagulación mejorada para la remoción de precursores del proceso de desinfección en la planta de potabilización de agua en la ciudad de Camoapa*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Obregón, M. (2006). *Comparación de tres tipos de filtración en la remoción de materia orgánica*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Organización Panamericana de la Salud. (2004). *Tratamiento de agua*. Obtenido de Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/operacion/cap8.pdf>
- Owen, D.M., Amy, G.L. and Chowdhary, Z.K. (eds). (1993). *Characterization of Natural Organic Matter and its Relationship to Treatability*, American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO.
- Quirós, F.R. (2005). Desinfección del agua con cloro y cloraminas. *Técnica industrial*, 260, 55.
- Quirós, F.R. (2010). Subproductos generados en la desinfección del agua. *Técnica Industrial*, 288, 47.
- RAIS. (2005). Risk Assesment Information System. Recuperado de http://rais.ornl.gov/homepage/rap_docs.html

- Reckhow, D.A., Singer, P.C. and Malcolm, R.L. (1990). Chlorination of Humic Materials by Product Formation and Chemical Interpretations. *Environmental Science and Technology*, 24(11), 1655-1664.
- Reid, R. (1998). Situación de la desinfección del agua en América Latina. Washington, D.C., EUA.
- Ríos, D. (2005). *Riesgos biológicos y subproductos de la desinfección en el agua de bebida*. Doctoral dissertation, Tesis de Maestría: Magíster en Ingeniería Ambiental, Universidad Oriental del Uruguay, Facultad de Ingeniería, Uruguay. Recuperado de:
<http://www.elaguapotable.com/Riesgos%20biologicos%20y%20subproductos%20de%20la%20desinfecci%C3%B3n.pdf>
- Rodríguez, M.J.; Rodríguez, G.; Sérodes, J.; Sadiq, R., (2007). *Subproductos de la desinfección del agua potable: formación, aspectos sanitarios y reglamentación*. *Interciencia*, 32(11), 749-756.
- Rodríguez, M.J.; Sérodes, J.B., (2005). Laborator-scale Chlorination to Estimate the Levels of Halogenated DBP's in full-scale distribution system, *Enviromental Monitoring and Assessment*. 110, 323-340.
- Rojas, R. (2002). Guía para la vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano. Lima: CEPIS/OPS.
- Sabogal, L. (2000). El riesgo sanitario y la eficiencia de los sistemas de tratamiento en la selección de tecnologías para la potabilización del agua. Cali: Universidad del Valle.
- Sánchez, M.T.O. (2008). Subproductos de la desinfección del agua por el empleo de compuestos de cloro. Efectos sobre la salud. *Hig. Sanid. Ambient*, 8, 335-342.
- Sharma, S.K., Salinas Rodriguez, S.G., Baghoth, S.A., Maeng, S.K. and Amy, G. (2011). Natural Organic Matter (NOM): Characterization Profiling as a Basis for Treatment Process Selection and Performance Monitoring. *Handbook on Particle Separation Processes*. IWA Publishing, UK, pp. 61-88.
- Sharp, E.L., Parsons, S.A. and Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment*, 363, 183-194.
- Sontheimer, H., Kollé, W. and Snoeyink, V.L. (1981). The siderite model of the formation of corrosion-resistant scales. *J. Am. Water Works Association*. 71(11), 572-579.

- Spellman, F. (2003). Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations. Lewis Publishers – CRC Press LLC. USA
- Srinivasan, S. and Harrington, G.W. (2007). Biostability analysis for drinking water distribution systems. *Water Research*. 41, 2127 – 2138.
- Standard, A.P.H.A. (2005). Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Stevenson, F.J., (1982) Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Torrez, J. (2008). *Evaluación de tres tipos de coagulación para la remoción de sub-productos de la desinfección (DBP), utilizando quitosana como coadyuvante y adsorbente a escala de laboratorio aplicado en agua sintética*. Tesis de Ingeniero Químico. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua, Nicaragua.
- Traina, S. J., Novak, J., and Smeck, N. E. (1990). An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids. *Journal of environmental quality*, 19(1), 151-153.
- United State Environmental Protection Agency. USEPA, (1997) *Exposure factors handbook. General factors*, (1). Report No. EPA 822-R-05-011. Office of Water. Washington, D.C., U.S.A.
- United State Environmental Protection Agency. USEPA, (1999). Microbial and Disinfection Byproduct Rules Simultaneous Compliance Guidance Manual. Report No. EPA 815-R-99-015. Office of Water Washington, D.C, USA.
- Urano, K.; Wada, H.; Takemasa, T., (1983). Empirical Rate Equation for Trihalomethane Formation with Chlorination of Humic Substances in Water. *Water Research*. 17, 1797 – 1802.
- Villanueva, C.M., Cordier S., Font-Ribera, L., Salas, L. A. and Levallois, P. (2015). Overview of Disinfection By-products and Associated Health Effects. *Springer International Publishing*, 2, 107–115.
- Waller, K., Swan, S.H., DeLorenze, G., and Hopkins, B. (1998). Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. *Epidemiology Resources*, 9(2), 134-140.

- Wang, G.S., and Hsieh, S.T. (2001). Monitoring natural organic matter in water with scanning spectrophotometer. *Environment International*, 26(4), 205-212.
- Wang, G.S., Deng, Y.Ch. and Lin. T.F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment*. 387, 86-95.
- Westerhoff, P., Aiken, G., Amy, G., and Debroux, J. (1999). Relationships between the structure of natural organic matter and its reactivity towards molecular ozone and hydroxyl radicals. *Water research*, 33(10), 2265-2276.
- Zafra, A. S. (2008). Efectos de los trihalometanos sobre la salud. *Hig. Sanid. Ambient*, 8, 280-285.
- Zhang, W. and DiGiano, F.A. (2002). Comparison of bacterial regrowth in distribution systems using free chlorine and chloramine: a statistical study of causative factors. *Water Research*. 36, 1469-1482.

ANEXO A: MÉTODOS DE ANÁLISIS

Los procedimientos aquí descritos se van a realizar tanto a las muestras de agua cruda como a las de agua potable.

A.1. TURBIEDAD

Previo a realizar la medición de la turbiedad, el equipo debe calibrarse introduciendo los estándares de calibración para los tres siguientes rangos: 0-10, 10-100 y 100-1000 NTU. Para esto se enciende el equipo, se abre la tapa del compartimento y se introduce la celda que contiene el estándar más bajo y se presiona el botón *CAL*, cuando aparece en la pantalla el icono *S₀* presione la tecla *READ* y aparecerá un valor, si este se encuentra dentro del rango de 0-10 presione la tecla *EDIT*. Se saca la celda con el estándar y se coloca una nueva celda que contenga el segundo estándar siguiendo el mismo procedimiento anterior. Repetir con el tercer estándar.

1. Llenar una celda de 10 mL con esta agua, teniendo el cuidado de tomar la celda por arriba.
2. Limpiar la celda con una toalla de papel suave para remover marcas de grasa o cualquier otra suciedad en la superficie de la celda.
3. Presionar el botón *1/0*. El turbidímetro se encenderá. Colocar el turbidímetro en una superficie plana al momento de hacer las mediciones.
4. Poner la muestra en el compartimento del equipo para tal fin, de modo que el diamante de la celda este de frente, cerrar la tapa del compartimento.
5. Seleccionar un rango (*RANGE*) adecuado de trabajo esto dependerá de cuan oscura vea su muestra de agua. La pantalla mostrará *AUTORNG*.
6. Seleccionar *SIGNAL AVERAGE*. La pantalla mostrará *SIG AVG*.
7. Presionar *READ*, la pantalla mostrará la turbiedad en NTU. Tomar el valor de turbiedad después que el icono de la lámpara desaparezca.

A.2. TEMPERATURA

SM 2550B. Método para Laboratorios

Este parámetro puede ser medido en el momento de tomar las muestras usando un termómetro o leyéndolos directamente desde el pHmetro o usando un termómetro de mercurio.

A.3. pH

El pH metro debe calibrarse usando las soluciones buffer 4,7 y 10. Siempre se comienza con la solución buffer más baja y debe asegurarse que todas las soluciones estén a temperatura ambiente. Se enciende el pH metro y se sumerge el electrodo en la solución buffer de pH 4, se presiona la tecla MODE, cuando esté listo aparecerá el valor y la palabra READY, edítelo tocando la palabra EDIT, después continúe con las soluciones de pH 7 y 10.

1. Presionar el botón POWER para encender el equipo.
2. Introducir el electrodo en 100 mL de la solución a analizar asegurándose que los orificios del electrodo quedan completamente sumergidos en el líquido. Agitar suavemente para que salga cualquier burbuja de aire atrapada.
3. Dejar el electrodo en la solución hasta que se estabilice la lectura. Esto toma sólo algunos segundos si la temperatura de la solución y el electrodo son iguales. Pero si la diferencia de temperatura es mayor puede tardar hasta dos minutos para estabilizarse.
4. Cuando aparezca la palabra READY, significa que ese es el valor de pH de la muestra que usted está analizando.

A.4. CONDUCTIVIDAD

SM 2510. Conductivímetro HACH CO150

El conductivímetro debe calibrarse usando una solución a base de KCl. Se enciende el equipo, se sumerge el electrodo en la solución calibradora y se presiona la tecla CAL; aparecerá en la pantalla varios rangos de medición, con la tecla que dice ARROW seleccione el rango de acuerdo a su solución calibradora, presiones EDIT, le aparecerá el valor y la palabra READY (listo), edítelo tocando la tecla que dice yes. El equipo está listo para leer las muestras.

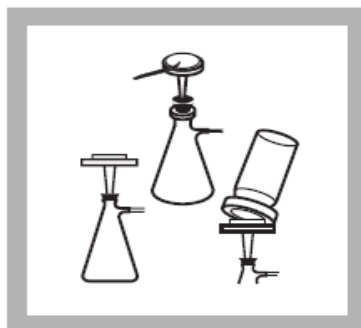
1. Presionar el botón ON para encender el equipo. Poner el control de coeficiente e temperatura en 2% en el valor deseado.
2. Colocar el electrodo en 100 mL de la solución a analizar asegurándose que los orificios del electrodo quedan completamente sumergidos en el líquido. Agitar suavemente para que salga cualquier burbuja de aire atrapada.
3. Presionar el botón 199,9 μ S. Observar el número que aparece en la pantalla del equipo.
4. Si la lectura es más alta que el rango seleccionado, aparecerá el número uno a la izquierda de la pantalla. Entonces presionar un botón con un rango más alto hasta que aparezca una lectura correcta.

5. Dejar el electrodo en la solución hasta que se estabilice la lectura. Esto toma sólo algunos segundos si la temperatura de la solución y el electrodo son iguales. Pero si la diferencia de temperatura es mayor puede tardar hasta dos minutos para estabilizarse.
6. El resultado es la conductividad de la solución a 25°C expresada como microsiemens (μS) o milisiemens (mS) dependiendo del rango seleccionado.
7. Moviendo la flecha hacia el botón que dice TDS (Sólidos Totales Disueltos) se determina la concentración de estos.

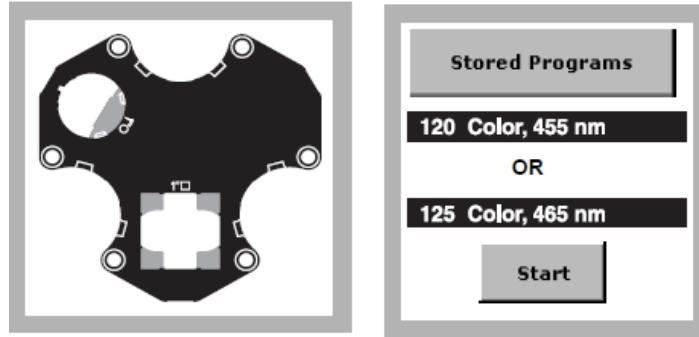
A.5. COLOR

“APHA” Platino-Cobalto Standard

1. Ensamblar el sistema de filtración al vacío y coloque el papel filtro Whatman 934-AG, Ø 47 mm.



2. Enjuagar el papel filtro con 50 mL de agua desionizada. Hacer succión con la bomba de vacío, descartar el agua filtrada de enjuague.
3. Colocar otros 50 mL de agua desionizada a través del filtro. Efectuar succión con la bomba de vacío. Reservar el agua desionizada filtrada.
4. Llenar una celda cuadrada de 10 mL con el agua filtrada en el paso anterior. Le llamaremos blanco.
5. Colocar 50 mL de la muestra y filtrar haciendo succión con la bomba de vacío.
6. Llenar una segunda celda de 10 mL con la muestra filtrada.
7. Limpiar la celda que contiene el blanco y la celda que contiene la muestra con papel toalla para eliminar cualquier interferencia que afecte la lectura.
8. Asegurarse de que antes de hacer las lecturas del blanco y la muestra, se inserte el adaptador multiceldas con la cara de la celda hacia adelante. Seleccionar el número del programa a utilizar.



9. Colocar la celda que contiene el blanco y presione la tecla que dice Zero, la pantalla del espectrofotómetro mostrará 0 units Pt-Co.
10. Colocar la celda que contiene la muestra, presione la tecla READ, los resultados estarán en mg/L Pt-Co.



A.6. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Método HACH 8000

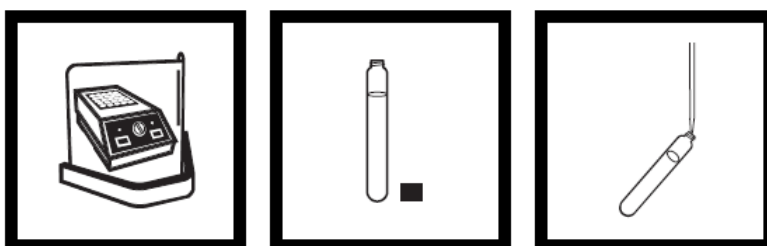
A.6.1. Digestión

1. Homogeneizar 100 ml de muestra durante 30 segundos en una mezcladora. verter la muestra homogeneizada en un vaso de precipitación de 250 ml y agitar suavemente con una placa agitadora magnética. Para muestras con grandes cantidades de sólidos, aumentar el tiempo de homogeneización.
2. Conectar el reactor de DQO (demanda química de oxígeno). Precalentar a 150°C. Colocar el escudo plástico enfrente del reactor.
3. Extraer la tapa de un tubo de reactivo para digestión de DQO para el rango apropiado:

Tabla A. 1: Tubo Reactivo Según Concentración de Muestra.

Rango de concentración de la muestra (mg/L)	Tipo de tubo reactivo para DQO
0 a 150	Rango Bajo
0 a 1,500	Rango Alto
0 a 15,000	Rango Alto Plus

- Sostener el tubo en un ángulo de 45 grados. Colocar con la pipeta 2,00 mL (0,2 mL para el rango 0 a 15000 mg/l) de muestra en el frasco.



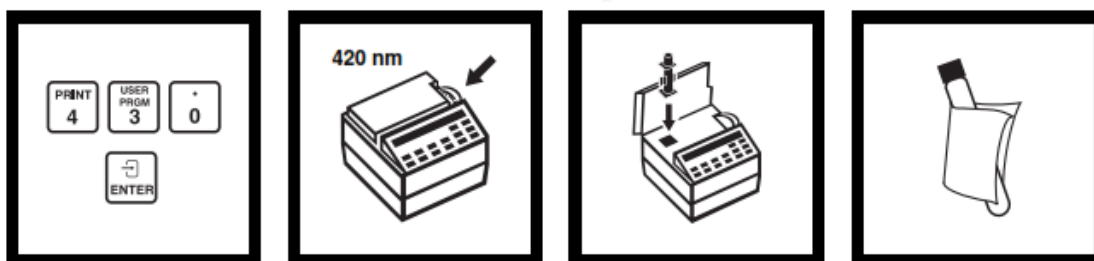
- Volver a colocar la tapa del tubo bien ajustada. Enjuagar la parte exterior del tubo de DQO con agua desionizada y secarlo con una toalla de papel.
- Sostener el tubo por la tapa e invertir suavemente varias veces para mezclar el contenido. Colocar el tubo en el Reactor DQO precalentado.
- Preparar un blanco repitiendo los pasos 3 a 6, sustituyendo 2,00 ml (0,2 ml para el rango 0 a 15000 mg/l) de agua desionizada por la muestra.
- Digestar los tubos durante 2 horas.
- Desconectar el reactor. Esperar aproximadamente 20 minutos hasta que los tubos se enfríen a 120°C o menos.
- Invertir cada tubo varias veces mientras están aún calientes. Colocarlos en un estante. Esperar hasta que hayan alcanzado temperatura ambiente.
- Utilizar una de las siguientes técnicas analíticas para medir la DQO:
 - Método colorimétrico, 150 mg/L DQO
 - Método colorimétrico, 1,500 mg/L DQO
 - Método colorimétrico, 15,000 mg/L DQO

A.6.2. Determinación colorimétrica

De 0 a 150 mg/L de DQO

- Ingresar el número de programa almacenado para demanda química de oxígeno (DQO), bajo rango. Presionar: 4 3 0 ENTER La pantalla mostrará: Fijar nm par 420.

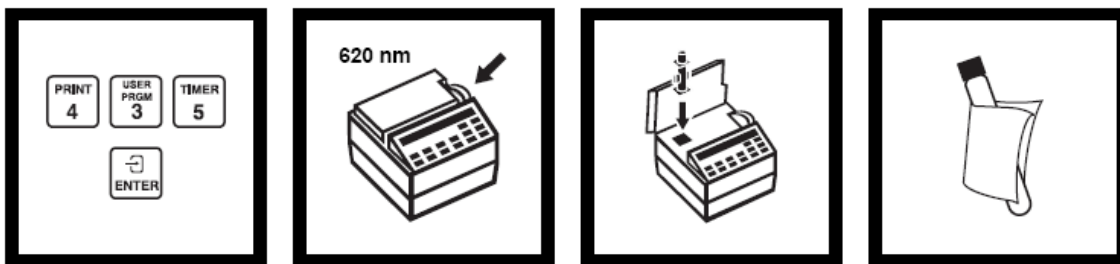
2. Girar el cuadrante de longitud de onda hasta que la pantalla pequeña muestre: 420 nm Cuando se ajuste la longitud de onda correcta, en la pantalla aparecerá rápidamente: Muestra cero, luego: mg/L COD LR.
3. Colocar el adaptador para tubos de DQO en el soporte de celdas con el marcador hacia la derecha.
4. Limpiar la parte exterior del blanco con una toalla para eliminar las huellas dactilares y otras marcas.



5. Colocar el blanco en el adaptador con el logotipo de Hach hacia el frente del instrumento. Colocar la tapa en el adaptador.
6. Presionar: ZERO. La pantalla mostrará: Puesta a cero... luego: 0mg/L COD LR.
7. Repetir los pasos 4 y 5 con la muestra.
8. Presionar: READ. La pantalla mostrará: Leyendo... luego aparecerá el resultado en mg/l de DQO.

De 0 a 1500 y 0 a 15000 mg/l de DQO

1. Ingresar el número de programa almacenado para demanda química de oxígeno (DQO), bajo rango. Presionar: 4 3 5 ENTER La pantalla mostrará: Fijar nm par 620.
2. Girar el cuadrante de longitud de onda hasta que la pantalla pequeña muestre: 620 nm Cuando se ajuste la longitud de onda correcta, en la pantalla aparecerá rápidamente: Muestra cero, luego: mg/L COD LR.
3. Colocar el adaptador para tubos de DQO en el soporte de celdas con el marcador hacia la derecha.
4. Limpiar la parte exterior del blanco con una toalla para eliminar las huellas dactilares y otras marcas.



5. Colocar el blanco en el adaptador con el logotipo de Hach hacia el frente del instrumento. Colocar la tapa en el adaptador.
6. Presionar: ZERO. La pantalla mostrará: Puesta a cero... luego: 0mg/L COD LR.
7. Repetir los pasos 4 y 5 con la muestra.
8. Presionar: READ. La pantalla mostrará: Leyendo... luego aparecerá el resultado en mg/L de DQO.

A.7 ABSORCIÓN ULTRAVIOLETA

SM 5910B. Método de Absorción UV₂₅₄

1. Volumen de la muestra: El volumen de la muestra debe estar sobre la base de la longitud de la celda guía o de la dilución requerida para producir una absorbancia UV entre 0,05 y 0,9. use 100 ml de muestra si se requiere de una celda de 10 cm.
2. Preparación de la muestra: Lave el filtro. Para aplicaciones y correlaciones específicas, el pH de la muestra puede ser ajustado con HCl o NaOH. Se debe tener cuidado para evitar la formación de precipitados durante el ajuste del pH. Prepare un blanco de agua libre de orgánicos. Mida absorbancia UV a 254 nm.

Cálculos

Reportar la absorción UV en cm⁻¹ usando la siguiente notación:

$$UV_{\lambda}^{pH} = \left[\frac{A}{b} \right] \times D \quad (A.1)$$

Donde, UV_{λ}^{pH} es la absorción UV (cm⁻¹), b es la longitud de la celda guía, A es la absorbancia medida y D es el factor de dilución

$$D = \frac{\text{Volumen final de la muestra}}{\text{Volumen inicial de la muestra}} \quad (A.2)$$

A.8. ABSORCIÓN ESPECÍFICA ULTRAVIOLETA (SUVA)

El principio tras la medición de este parámetro, al igual que en la absorción UV_{254} , es que la luz ultravioleta absorba los constituyentes en proporción a su concentración. La Absorción Ultravioleta Específica (SUVA) es un indicador del contenido húmico del agua y se calcula mediante el uso de la siguiente ecuación:

$$SUVA \left(\frac{L}{mg \cdot m} \right) = 100 \left(\frac{cm}{m} \right) \left[\frac{UV_{254} (cm^{-1})}{DOC \left(\frac{mg}{L} \right)} \right] \quad (A.3)$$

A.9. TRIHALOMETANOS (THM)

1. Ingresar el número de programa almacenado para THM.
2. Agregar 500 mL (aprox.) de agua para preparar un baño María.
3. Agregar 500 mL (aprox.) de agua fría (18 – 25°C) en un recipiente. Mantener el agua a ésta temperatura.
4. Llenar la celda con 10 mL de muestra.
5. Añadir 3 gotas de Reactivo 1 de THM Plus a la celda.
6. Colocar la tapa de la celda y asegurarse de que esté completamente cerrada. Agitar la celda de manera circular tres veces. No vigorosamente ya que esto puede causar pérdidas de THM en el espacio libre de la celda.
7. Adicionar 3 mL de Reactivo 2 de THM Plus. Cerrar la celda y mezclar completamente el contenido para asegurar que todos los THM queden en el agua y no el aire libre de la celda.



8. Para el blanco realizar los pasos 4 – 7.
9. Colocar las celdas a baño María cuando el agua llegue al punto de ebullición. No permita que el agua sobrepase el “diamante” blanco marcado en la parte de arriba de la celda.
10. Dejar 5 minutos de reacción.
11. Cuando el tiempo haya expirado, remover las celdas del agua y colocar en un baño de agua fría.
12. Dejar 3 minutos de reacción.

13. Invertir la celda al menos 3 veces para asegurarse de que la muestra tenga una temperatura uniforme.
14. Agregar 1 mL de Reactivo 3 de THM Plus a cada celda. La muestra y el blanco se pondrán calientes.
15. Colar las celdas nuevamente en el baño de agua fría. Dejar reaccionar por 3 minutos.
16. Cuando termine el tiempo de reacción, remover las celdas del agua.
17. Limpiar la celda que contiene el blanco.
18. Insertar el blanco en el equipo. Presionar la opción "ZERO", la pantalla marcará 0 ppb CHCl_3 .
19. Limpiar la celda que contiene la muestra.
20. Insertarla en el equipo. Presionar la opción "READ", el resultado se muestra en ppb CHCl_3 .

ANEXO B: TABLA RESUMEN DE CONCENTRACIONES DE HAA₅

Tabla B.1: Formación de HAA₅ a 6 hrs de incubación, µg/L.

HAA ₅ (µg/L)									
Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)			
Dosis Cl ₂ , mg/L	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	478,022	375,014	307,711	290,012	236,005	208,688	229,970	231,687	217,741
1	832,933	667,555	542,040	495,907	420,279	368,458	405,369	386,948	394,271
2	1502,162	1225,647	962,996	890,760	744,296	652,921	760,483	728,652	697,575
Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)			
Dosis Cl ₂ , mg/L	pH=5	pH=7	pH=9	Ph =5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	528,525	424,474	360,990	338,550	282,467	252,530	302,814	298,122	300,285
1	974,253	771,964	637,998	588,720	513,083	449,870	528,628	522,536	527,905
2	1701,473	1380,857	1129,390	1045,651	884,245	823,616	957,473	942,637	937,435

Tabla B.2: Formación de HAA₅ a 12 hrs de incubación, µg/L.

HAA ₅ (µg/L)									
Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)			
Dosis Cl ₂ , mg/L	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	530,463	411,859	337,749	307,721	258,593	230,223	262,302	246,128	258,717
1	935,793	726,362	619,636	543,225	456,128	405,797	462,961	459,323	446,360
2	1682,101	1298,123	1070,977	967,616	807,836	722,273	834,921	446,049	800,038
Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)			
Dosis Cl ₂ , mg/L	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	802,069	499,790	493,449	556,685	402,765	315,980	205,949	183,444	183,942
1	1486,351	1120,082	856,397	950,932	721,401	587,909	370,827	310,387	305,444
2	2755,303	2050,525	1563,844	1849,832	1053,375	1082,810	629,039	536,074	535,739

Tabla B.3: Formación de HAA₅ a 24 hrs de incubación, µg/L.

HAA₅ (µg/L)									
Dosis Cl₂, mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	571,174	447,379	380,331	352,026	286,281	251,436	358,484	246,994	255,596
1	1010,008	804,107	672,889	617,448	512,228	443,485	427,073	455,667	426,554
2	1817,329	1455,738	1211,176	1110,829	893,935	785,003	880,455	749,990	728,080
Dosis Cl₂, mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	717,374	503,445	491,788	480,157	370,388	319,397	265,393	241,777	234,871
1	1342,239	1043,602	882,845	851,222	667,076	542,239	466,503	394,497	378,142
2	2358,205	1897,678	1566,401	1568,773	1204,714	1003,480	739,529	714,850	728,116

ANEXO C: NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO.

Tabla C.3: Parámetros Organolépticos.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Permitido
Color Verdadero	mg/L (Pt-Co)	1	15
Turbiedad	NTU	1	5
			2 a 12 °C
Olor	Factor Dilución	0	3 a 25°C
			2 a 12 °C
Sabor	Factor Dilución	0	3 a 25°C

Tabla C.2: Parámetros Fisicoquímicos.

Parámetro	Unidad	Valor Recomendado	Valor Máximo Permitido
Temperatura	°C	18-30	
pH	-	6,5-8,5	
Cloro Residual	mg/L	0,5-1,0	
Cloruros	mg/L	25	250
Conductividad	µS/cm	400	
Dureza	mg/L	400	
	CaCO ₃		
Sulfatos	mg/L	25	250
Aluminio	mg/L		0,2
Calcio	mg/L	100	
	CaCO ₃		
Magnesio	mg/L	30	50
	CaCO ₃		
Sodio	mg/L	25	200
Potasio	mg/L		10
Sólidos Totales	mg/L		1000
Disueltos			

Tabla C.3: Parámetros para Desinfectantes y Subproductos de la Desinfección.

Parámetro	Valor máximo admisible, µg/L)
Trihalometanos	
Bromoformo	100
Dibromoclorometano	100
Bromodiclorometano	60
Cloroformo	200
Ácido Acéticos Clorados	
Ac. Monocloroacético	-
Ac. Dicloroacético	50
Ac. Tricloroacético	100

ANEXO D: NORMAS TECNICAS PARA EL DISEÑO DE ABASTECIMIENTO Y POTABILIZACIÓN DEL AGUA (NTON 09 003-99).

Tabla D.1: NTON 09 003-99.

Parámetro	Limite o Rango Máximo	
	Categoría 1A	Categoría 1B
Oxígeno Disuelto	>4,0 mg/L (*)	>4,0 mg/L (*)
Demanda de Oxígeno (DBO _{5,20})	2,0 mg/L	5,0 mg/L
pH	min. 6,0 y max. 8,5	min. 6,0 y max. 8,5
Color Real	<15 U(Pt-Co)	<150 U(Pt-Co)
Turbiedad	<5 NTU	<250 NTU
Fluoruros	min. 0,7 y max. 1,7	<1,7 mg/L
Hierro Total	0,3 mg/L	3 mg/L
Mercurio Total	0,001 mg/L	0,01 mg/L
Plomo Total	0,01 mg/L	0,05 mg/L
Sólidos Totales	1000 mg/L	1500 mg/L
Disueltos		
Sulfatos	250 mg/L	400 mg/L
Zinc	3 mg/L	5 mg/L
Cloruros	250 mg/L	600 mg/L
Organismos		
Coliformes Totales	(**)	(***)

(*): También puede ser como porcentaje de saturación y debe ser mayor de 50%.

(**): Promedio mensual menor de 2000 NMP por cada 100ml.

(***): Promedio mensual menor de 10000 NMP por cada 100 ml.

ANEXO E: INTERACCIÓN ENTRE LOS PARÁMETROS PARA FORMACIÓN DE THM

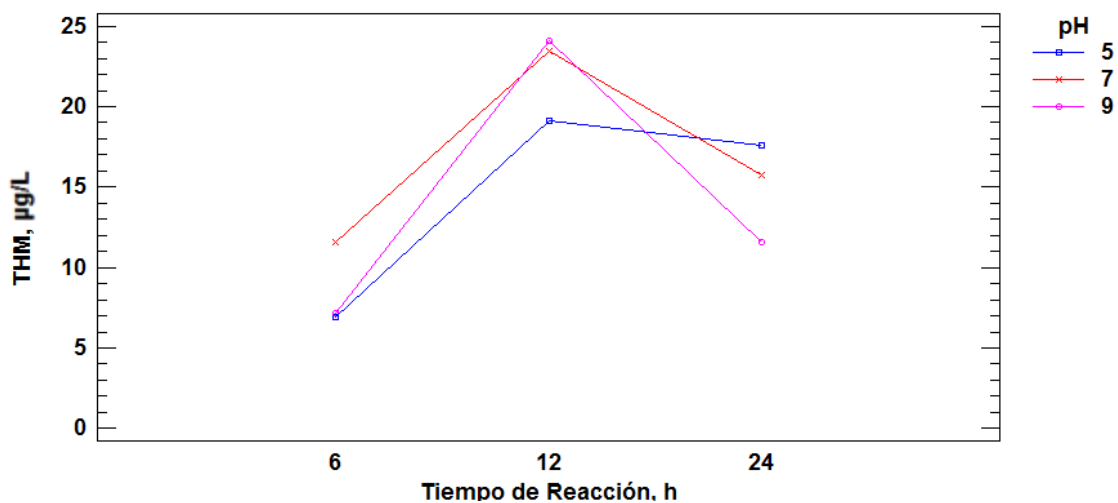


Figura E.1: Interacción Tiempo de Reacción y pH.

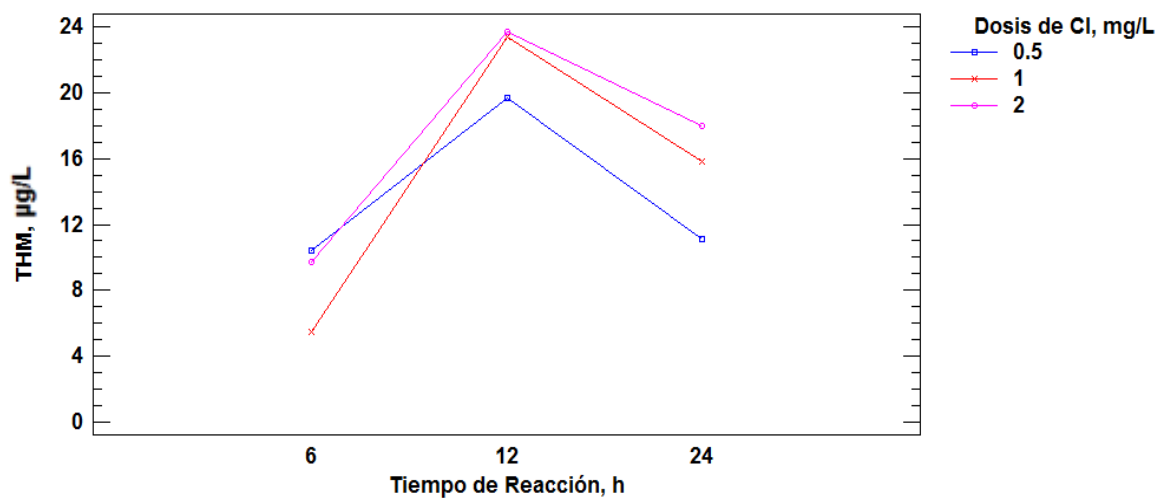


Figura E.2: Interacción Tiempo de Reacción y Dosis de Cl.

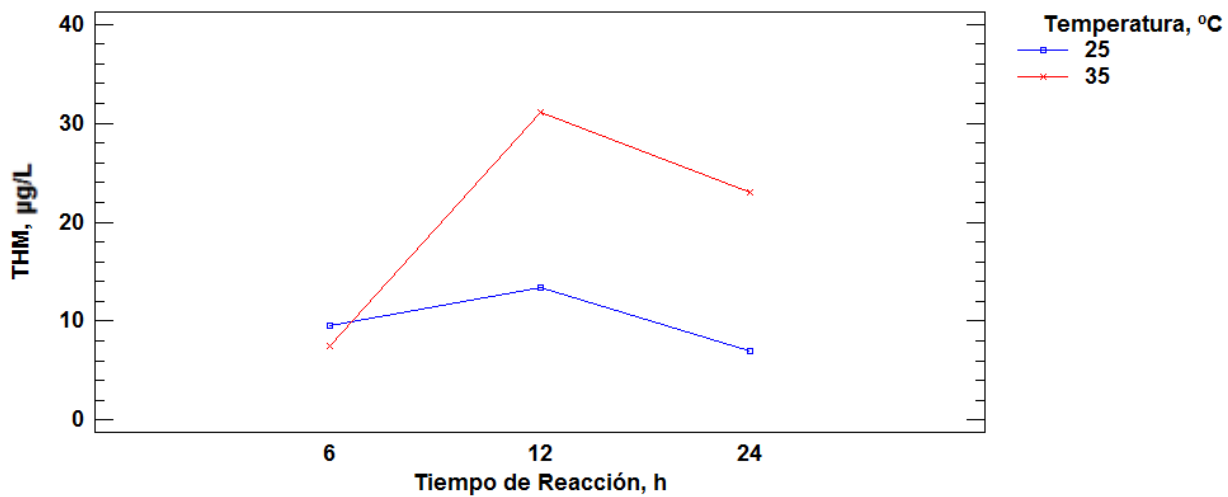


Figura E.3: Interacción Tiempo de Reacción y Temperatura.

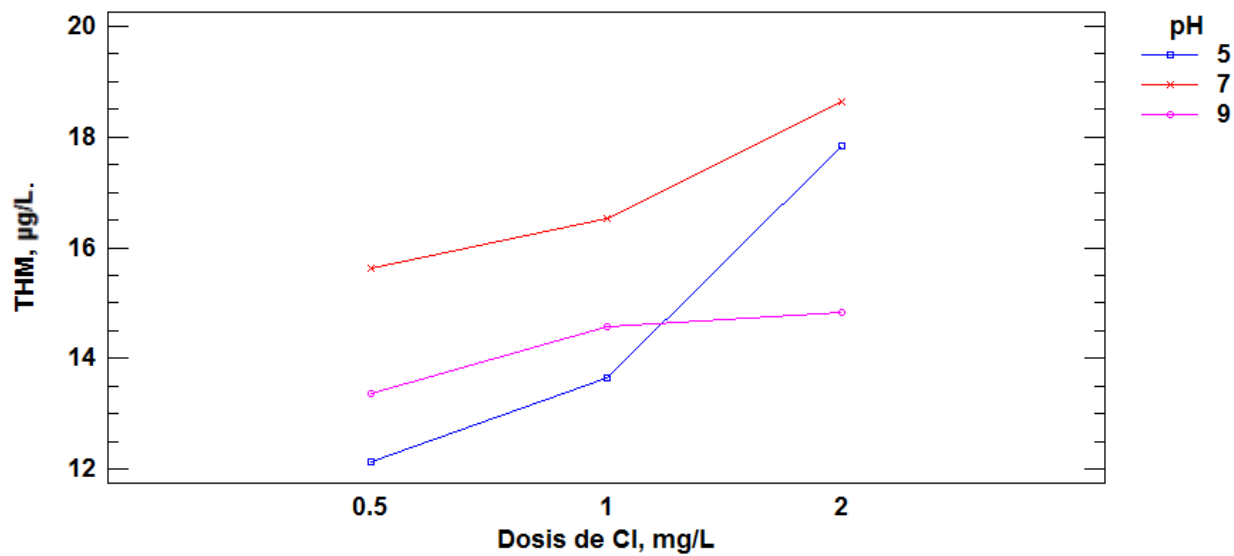


Figura E.4: Interacción Dosis de Cloro y pH.

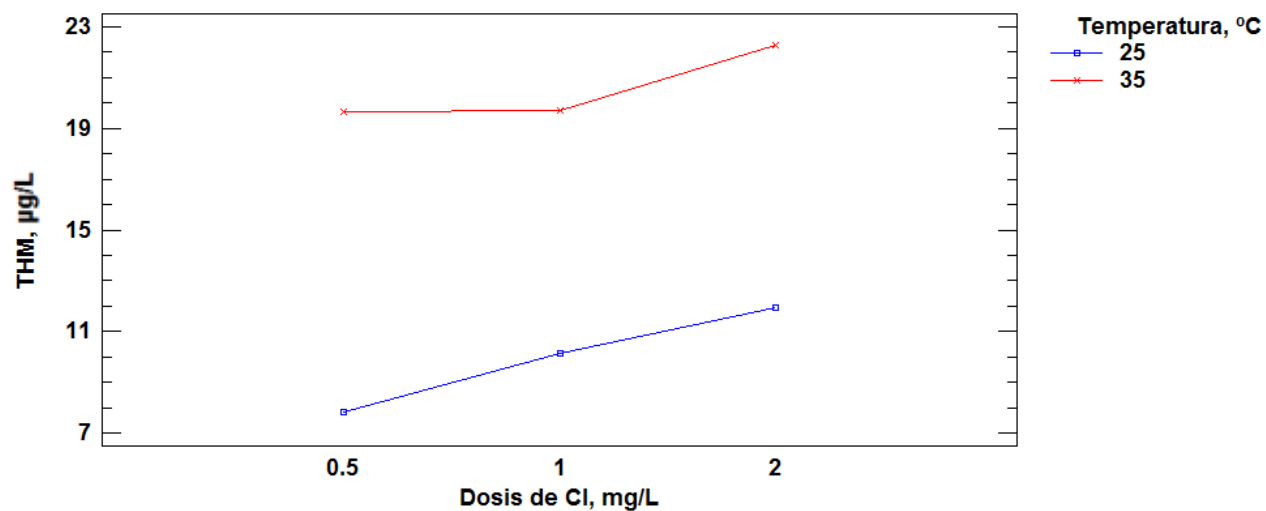


Figura E.5: Interacción Dosis de Cloro y Temperatura.

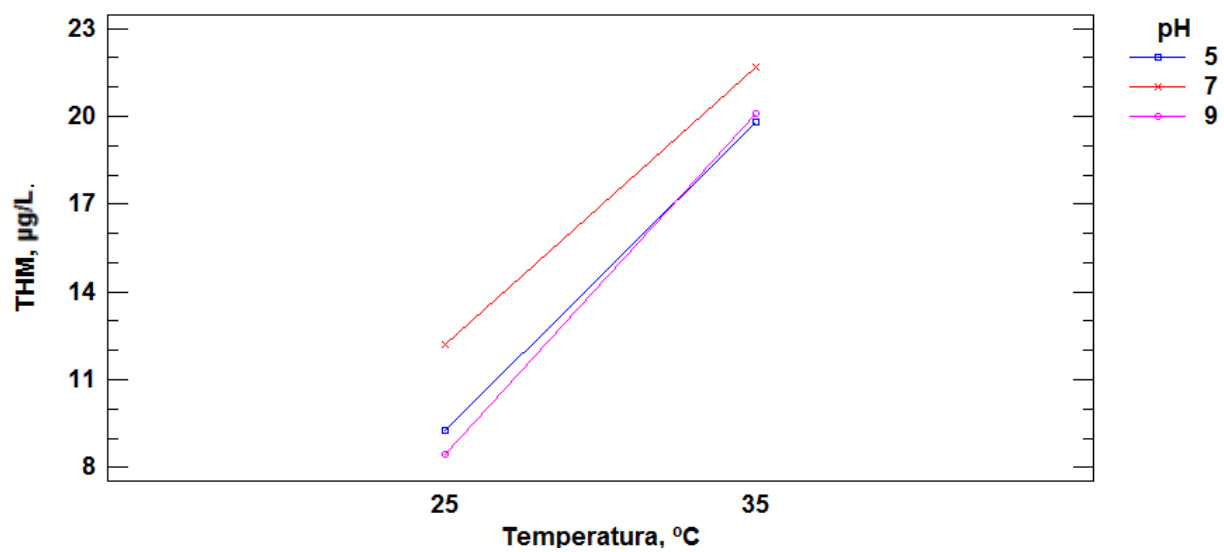


Figura E.6: Interacción Temperatura y pH.

ANEXO F: CÁLCULO DE TTHM'S

Tabla F.1: Concentraciones de Bromodicloroetano a 6hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,72443	0,46304	0,37784	0,40610	0,27274	0,21319	0,25098	0,16718	0,12218
1	0,54538	0,33760	0,27962	0,33389	0,19163	0,15784	0,18496	0,11720	0,09210
2	0,33457	0,20105	0,17411	0,19924	0,12109	0,09911	0,12283	0,07776	0,05771
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	1,20173	0,81950	0,64657	0,69769	0,46038	0,35258	0,43061	0,27887	0,21581
1	0,88990	0,56728	0,47026	0,56328	0,40761	0,27228	0,31439	0,20435	0,15854
2	0,57156	0,35038	0,29541	0,34646	0,21856	0,18936	0,20146	0,13025	0,09964

Tabla F.2: Concentraciones de Dibromocloroetano a 6hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	4,75744	3,99136	3,65753	4,02476	3,42530	3,10006	3,56553	3,00273	2,70975
1	17,81485	14,80837	13,62845	15,45988	12,57308	11,55269	13,23371	11,15662	10,07554
2	69,95447	57,65193	53,74575	60,22356	49,79554	45,67046	52,62438	44,29643	39,84179
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	5,95856	5,09348	4,62227	5,09220	4,31172	3,87931	4,42943	3,73026	3,36630
1	22,20644	18,61608	17,13700	19,45745	16,92037	14,63382	16,44012	13,85977	12,51675
2	88,36292	73,24461	67,75495	76,46217	63,90653	59,58468	65,37479	55,02905	49,49510

Tabla F.3: Concentraciones de Bromoformo a 6hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,000081	0,00038	0,00113	0,000031	0,00016	0,00043	0,0000020	0,000010	0,000027
1	0,09925	0,44621	1,35446	0,04360	0,17269	0,51932	0,00237	0,01156	0,03145
2	187,09872	800,30025	2617,65471	78,46816	342,09476	1017,88946	4,80577	23,23922	61,74621
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,00001	0,00006	0,00017	0,0000046	0,000023	0,000061	0,0000020	0,00001	0,00003
1	0,01356	0,06403	0,19464	0,00630	0,03679	0,07787	0,00237	0,01156	0,03145
2	27,60175	122,08551	381,77029	11,92534	55,34047	181,15280	4,80577	23,23922	61,74621

Tabla F.4: Concentraciones de Bromodicloroetano a 12hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,8847	0,5737	0,4698	0,5722	0,3649	0,2722	0,3222	0,2007	0,1619
1	0,6542	0,4241	0,3151	0,4186	0,2596	0,2007	0,2379	0,1557	0,1171
2	0,4033	0,2626	0,2086	0,2558	0,1629	0,1303	0,1520	0,0421	0,0742
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	1,0638	0,8847	0,5252	0,4674	0,3170	0,2594	0,2830	0,1790	0,1504
1	0,7526	0,4834	0,3984	0,3597	0,2319	0,1790	0,2186	0,1185	0,1014
2	0,4541	0,2944	0,2417	0,2064	0,3624	0,1074	0,1153	0,0657	0,0625

Tabla F.5: Concentraciones de Dibromocloroetano a 12hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	5,745	4,840	4,440	5,065	4,247	3,792	3,600	3,011	2,783
1	21,402	18,029	16,079	18,811	15,645	14,115	13,580	10,864	10,094
2	84,159	70,986	64,542	73,781	61,832	56,344	51,044	41,435	39,683
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	6,557	5,935	4,961	5,170	4,412	4,046	4,472	3,741	3,457
1	24,115	20,260	18,619	19,482	16,385	14,776	16,871	13,496	12,539

2	94,238	79,388	72,879	75,042	84,302	57,648	63,411	51,475	49,298
---	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Tabla F.6: Concentraciones de Bromoformo a 12hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,00009	0,00046	0,00137	0,00005	0,00022	0,00055	0,00000	0,00000	0,00001
1	0,11304	0,54921	1,38916	0,05348	0,24115	0,65247	0,00108	0,00389	0,01249
2	214,8566	1051,4347	2974,56969	100,13117	472,01244	1352,65330	1,58212	6,19888	23,70737
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,00001	0,00006	0,00010	0,00000	0,00001	0,00003	0,00000	0,00000	0,00001
1	0,00860	0,04111	0,12375	0,00249	0,01200	0,03236	0,00108	0,00389	0,01249
2	15,75551	76,54369	228,98010	4,20309	108,45445	58,76349	1,58212	6,19888	23,70737

Tabla F.7: Concentraciones de Bromodichloroetano a 24hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	1,1277	0,7256	0,5458	0,6145	0,4048	0,3035	0,4865	0,2282	0,1827
1	0,8291	0,5179	0,3991	0,4609	0,2806	0,2245	0,2453	0,1757	0,1281
2	0,5095	0,3142	0,2424	0,2789	0,1882	0,1448	0,1810	0,1027	0,0777
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	1,6622	1,3238	0,7451	0,7670	0,5094	0,3742	0,4668	0,2887	0,2218
1	1,1452	0,7258	0,5374	0,5663	0,3647	0,3126	0,3423	0,1925	0,1475
2	0,7275	0,4416	0,3375	0,3387	0,2226	0,1739	0,1792	0,1244	0,1016

Tabla F.8: Concentraciones de Dibromocloroetano a 24hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	7,0239	5,9043	5,2845	5,8937	4,9879	4,4604	4,7414	3,9405	3,5485
1	26,1232	21,7711	19,6232	22,0460	18,2374	16,6175	17,6205	14,2473	12,8187
2	102,6267	85,2179	76,8324	86,2269	73,4908	66,1983	66,0973	56,7928	52,0470
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9

mg/L									
0,5	8,5020	7,6010	6,2563	6,7994	5,7680	5,1276	5,8903	4,8953	4,4082
1	31,0315	25,9713	23,1402	25,3178	21,2874	19,7857	21,8897	17,6993	15,9245
2	123,0896	101,7382	91,4805	98,6884	83,4666	75,5237	82,1120	70,5532	64,6576

Tabla F.9: Concentraciones de Bromoformo a 24hrs, µg/L.

Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (25°C)			Agua Sedimentada (25°C)			Agua Filtrada (25°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,0001	0,0006	0,0015	0,0000	0,0002	0,0006	0,0000	0,0000	0,0000
1	0,1412	0,6444	1,7334	0,0528	0,2307	0,6607	0,0019	0,0074	0,0196
2	266,8906	1192,6099	3213,2157	97,1950	505,2168	1353,9457	2,7844	15,1699	44,9316
Dosis Cl ₂ , mg/L	Agua Cruda (35°C)			Agua Sedimentada (35°C)			Agua Filtrada (35°C)		
	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9	pH=5	pH=7	pH=9
0,5	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1	0,0146	0,0682	0,1716	0,0045	0,0215	0,0692	0,0019	0,0074	0,0196
2	29,1543	126,8298	336,4178	8,0915	40,2221	110,6468	2,7844	15,1699	44,9316